

LUONTO JA  
LUONNONVARAT

Liito-oravan  
(*Pteromys volans*)  
biologia ja suojelu  
Suomessa



Liito-oravan  
(*Pteromys volans*)  
biologia ja suojelu  
Suomessa



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ  
Suomen ympäristökeskus  
Suomen ympäristökeskus

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ  
Suomen ympäristökeskus

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ  
Suomen ympäristökeskus

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ

HELSINKI 2001

Pohjakartat © Maanmittauslaitos  
lupanro 7/MML/15



*Suomen ympäristö 459*  
*Ympäristöministeriö*  
*Alueidenkäytön osasto*

*Taitto: Ainoliisa Miettinen*

*ISSN 1238-7312*  
*ISBN 952-11-0862-2*

*Oy Edita Ab*

*Helsinki 2001*



# Esipuhe

.....

Liito-oravasta on muodostunut viime vuosina keskeinen ongelma maankäyttöä suunniteltaessa. Syitä tähän on useita. Liito-orava sisältyy Euroopan yhteisön luontodirektiivin liitteen IVa mukaiseen luetteloon lajeista, joihin kuuluvien yksilöiden luonnossa selvästi havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on uuden luonnonsuojelulain 49 §:n mukaisesti kielletty. Jatkuvasta vähentymisestään huolimatta liito-orava on kuitenkin edelleen niin runsas, että erilaisia maankäyttöhankkeita, etenkin metsänhakkuita suunniteltaessa ja toteutettaessa törmätään jatkuvasti liito-oravan asuttamiin alueisiin.

Liito-oravan elintavat ovat piilottelevat. Se liikkuu pääsääntöisesti yöaikaan. Useimmiten ainoa merkki sen esiintymisestä ovat ruokailu- tai oleskelupuun juurelta löytyvät ulosteet, muutaman millimetrin mittaiset papanat. Niidenkin havaitseminen vaatii harjaantumista. Niinpä usein liito-orava havaitaan vasta metsää jo hakattaessa. Liito-oravan piilottelevien elintapojen vuoksi ei myöskään kannan koosta ole saatu luotettavaa arvioita.

Vuoden 1997 alussa voimaan tulleen luonnonsuojelulain 49 §:n tulkinnasta ja soveltamisesta liito-oravan asuinpaikkojen suhteen syntyi useissa tapauksissa ongelmia. Tästä syystä ympäristöministeriö kutsui 13.3.1998 koolle asiantuntijoiden ja eri edunvalvontatahojen edustajien kokouksen. Yhtenä sen päätöksistä oli asettaa asiantuntijatyöryhmä, jonka tuli selvittää Suomen liito-oravakannan koko ja viimeaikainen kehitys, tehdä ehdotukset seurantajärjestelmästä ja laatia suositukset liito-oravan asuinpaikkojen metsänkäsittelystä.

Työryhmän keskeiset tulokset on koottu tähän mietintöön. Siinä on paljon uutta, viime aikoina saatua tietoa liito-oravan elintavoista ja ympäristövaatimusta. Mietinnön pohjalta näyttäisi siltä, että liito-oravan tarpeet ovat sovitettavissa yhteen mm. metsänkäsittelyn kanssa. Ympäristöministeriö tuleekin laatimaan mietinnön avulla ohjeet liito-oravan huomioonottamisesta maankäyttöä suunniteltaessa. Ohjeiden tavoitteena on yhdessä metsissämme tapahtuvien myönteisten muutosten (lehtipuiden osuuden kasvu, isojen haapojen säästäminen, arvokkaiden elinympäristöjen säilyttäminen ym.) kanssa saada liito-oravakannan vähentyminen pysähtymään ja säilyttää elinvoimainen liito-oravakanta myös tuleville sukupolville.

Pertti Rassi  
ympäristöministeriö



# Sisältö

<b>Esipuhe .....</b>	<b>3</b>
<b>1 Johdanto .....</b>	<b>6</b>
<b>2 Työryhmän toiminta .....</b>	<b>7</b>
<b>3 Liito-orava Suomessa 1940-luvulta lähtien .....</b>	<b>8</b>
<b>4 Suomen liito-oravakannan koko .....</b>	<b>9</b>
<b>5 Viimeaikainen kannankehitys .....</b>	<b>10</b>
<b>6 Liito-oravan biologia ja käyttäytyminen .....</b>	<b>11</b>
6.1 Ravinto .....	11
6.2 Lisääntymisbiologia, elinpiirit ja liikkeet .....	11
6.3 Nuorten liito-oravien dispersaali .....	13
<b>7 Liito-oravan elinympäristövaatimukset .....</b>	<b>15</b>
7.1 Elinpiirin taso (Metsikkötaso) .....	15
7.2 Metsämaisemataso .....	15
<b>8 Liito-oravan reaktiot metsänhakkuihin .....</b>	<b>18</b>
<b>9 Metsänkäsittely ja liito-orava .....</b>	<b>19</b>
9.1 Yleisiä ohjeita liito-oravametsän rakennepiirteiden säilyttämiseksi .....	19
9.1.1 Nuoren metsän käsittely .....	19
9.1.2 Harvennushakkuu ja uudistushakkuu .....	19
9.2 Hakkuut tunnetulla liito-oravan pesäpaikalla ja sen läheisyydessä .....	20
9.2.1 Pesä- tai oleskelupaikan tunnistaminen .....	20
9.2.2 Harvennushakkuu .....	20
9.2.3 Uudistushakkuu .....	20
9.3 Alueellinen (metsämaisematason) tarkastelu .....	21
9.3.1 Metsäyhteydet lisääntymismetsiköiden välillä .....	22
<b>10 Metsätalouden toimenpide-ehdotuksia .....</b>	<b>23</b>
10.1 Alueelliset metsäohjelmat .....	23
10.2 Ekologisen aluetarkastelun kokeilu .....	23
10.3 Metsäsuunnittelu- ja tarkastustoiminta .....	24
10.4 Metsänhoitosuositukset .....	24
10.5 Metsäopetus .....	24
<b>11 Kannan seurantajärjestelmän kehittäminen .....</b>	<b>25</b>
11.1 Kartoitusalue .....	25
11.2 Käytännön toteutus .....	25
11.3 Kannankoon arvionti .....	26
<b>12 Liito-orava-arkiston perustaminen .....</b>	<b>27</b>
<b>Kiitokset .....</b>	<b>28</b>
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>29</b>
<b>Liitteet 1-23 .....</b>	<b>31</b>

## Johdanto

Ympäristöministeriön koolle kutsumassa asiantuntijoiden ja edunvalvontatahojen kokouksessa 13.3.1998 päätettiin aloittaa tutkimus- ja kehittämishanke, jonka tavoitteena on selvittää Suomen liito-oravakannan koko ja kannan viimeaikainen kehitys, luoda seurantajärjestelmä ja laatia suositukset metsänkäsittelyyn. Ympäristöministeriö varasi hankkeeseen kahden vuoden määrärahan 250 000 markkaa.

Hankkeen suunnittelusta ja toteutuksesta vastasi työryhmä, johon kuuluivat prof. Ilpo K. Hanski (pj, Helsingin yliopisto), dos. Heikki Henttonen (Metsäntutkimuslaitos, Helsingin yliopisto), FM Ulla-Maija Liukko (Suomen ympäristökeskus), metsänhoitaja Markku Meriluoto (Metsätalouden kehittämiskeskus TAPIO) ja lehtori Antero Mäkelä (WWF:n entinen liito-oravatyöryhmä).

## Työryhmän toiminta

# 2

Työryhmä koordinoi hankkeeseen liittyviä osatutkimuksia- ja selvityksiä Ympäristöministeriölle vuosittain esittämänsä toiminta- ja taloussuunnitelman mukaisesti. Apuna käytettiin myös aikaisempia tutkimuksia, WWF:n entisen liito-oravatyöryhmän jäsenten tietämystä sekä liito-oravaharrastajien maastokokemusta.

1. Ilpo K. Hanski työryhmineen (Helsingin yliopisto) vastasi liito-oravan radio-lähetintutkimuksista, joissa selvitettiin liito-oravan elinpiirien kokoa, elinpiirin habitaaatin käyttöä, populaation sosiaalista rakennetta, nuorten dispersaalia sekä metsämaiseman käyttöä ja eläinten liikkeitä maisemassa (Liitteet 2-4)

2. Työryhmä tuotti yhdessä Metsätalouden kehittämiskeskus TAPIOn kanssa esitteen: Liito-orava ja hyvä metsänhoito – Huomisen metsät, Tapio 1998 (Liite 5). Esite on sovellus Tapion luonnonläheisen metsänhoidon suosituksista ja on tarkoitettu avuksi, kun liito-orava halutaan ottaa huomioon talousmetsien hoidossa ja käytössä.

3. Antero Mäkelä ja Jouni Kalmari tutkivat liito-oravan esiintymistä ja lajille sopivan elinympäristön määrää Alavudella (Liite 6).

4. Viimeaikaista kannankehitystä selvitettiin toistamalla liito-oravakartoituksia eri alueilla seuraavasti: Alavus (Antero Mäkelä, Liite 7), Keuruu ja Virrat (Pertti Sulkava, Risto Sulkava, Liite 8), liito-orava-atlas (WWF, Heikki Hokkanen ym., Liite 9), liitti (Ilpo K. Hanski, Liite 10), Pietarsaari (Ralf Wistbacka ym., Liite 11).

5. Työryhmä järjesti liito-oravasymposion Lammin biologisella asemalla 13.-14. 11.1999. Symposioon kutsuttiin liito-oravatutkijoita ja -harrastajia esitelmöimään töidensä tuloksista. Osanottajia oli yhteensä 28. Tarkoituksena oli kerätä tietoa liito-oravatutkimuksien viimeaikaisista tuloksista. Symposioesitelmät tai niiden tiivistelmät ovat Liitteissä 6-9, 12, 13-22. Symposion osallistujien kirjoitukset sisältävät heidän henkilökohtaisia mielipiteitään, eivätkä edusta työryhmän virallista kantaa.

Raportissa edetään liito-oravan kannankehityksen ja kannan koon tarkastelun kautta lajin biologian, käyttäytymisen ja elinympäristövaatimusten kuvaamiseen. Nämä tiedot ovat pohjana esitettäessä kannanseurantajärjestelmän kehittämistä ja metsänkäsittelysuosituksia liito-oravan asuttamille alueille. Antero Mäkelä jätti työryhmän raporttiin kolme eriävää mielipidettä.

## Liito-orava Suomessa 1940-luvulta lähtien

Liito-oravan levinneisyyden painopiste Suomessa on etelässä (Hokkanen ym. 1982, Hokkanen 1996, Reunanen 1998, Väisänen ym. 1998). Levinneisyysalueen pohjoisraja kulkee Oulu-Kuusamo -linjalla, mutta liito-orava näyttää puuttuvan tai olevan hyvin harvalukuinen Pohjois-Pohjanmaalla (Reunanen 1998). Liito-oravan alueellisista kannantiheyksistä tai lajin esiintymisen yhtenäisyydestä sen levinneisyysalueella ei ole kattavaa tietoa, mutta esiintyminen saattaa olla laikuttaista. Esimerkiksi karujen mäntymetsien alueilla liito-oravan kanta on harva tai laji voi puuttua kokonaan suurilta alueilta.

Hokkanen ym. (1982) ja Hokkanen (1996) ovat kyselytietoihin ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen riistatiedusteluihin perustuen selvittäneet liito-oravan kannankehitystä Suomessa 1940-luvun lopulta 1980-luvun alkuun. Kannan kehitystä mitattiin indeksillä, koska kannan koosta ei ollut tietoa. Kannan kehitystä luonnehti jyrkästi laskeva suuntaus. Runsausindeksin arvo pieneni noin puoleen tarkastellun noin 40 vuoden aikana.

## Suomen liito-oravakannan koko .....

Eteläisen Suomen (noin 64° leveyspiirin eteläpuoli) liito-oravakannan kokoa selvitetiin atlastutkimuksessa vuosina 1986-91 (Hokkanen 1996). Maastotyöt tehtiin kuitenkin pääosin vuosina 1990-91. Kartoituksessa tutkittiin 77 kpl noin viidenkymmenen kilometrin välein sijaitsevia neliökilometrin otantaruutuja. Merkkejä liito-oravan oleskelusta löytyi 19 ruudusta. Menetelmien tarkempi selvitys ja tulokset on esitetty Hokkasen (1996) artikkelissa. Atlaskartoituksen tulosten perusteella Hokkanen arvioi Suomen eteläpuoliskolla asuvan noin 40 000-50 000 pesivää liito-oravanaarasta, joka luku voitiin tulkita vastaavan käytännössä liito-oravan kokonaisparimäärää Suomessa. Kirjoittaja piti saatua parimäärää erittäin karkeana arviona.

Kannanarvio perustui varsin pieneen aineistoon. Reunanen ja Mönkkönen (Liite 12) analysoivat myöhemmin atlasaineiston luotettavuuden. Ottaen huomioon asuttujen atlasruutujen lukumäärän ja alueellisen sijainnin voitiin laskea kannanarvion 95% luottamusrajat. Laskutavasta riippuen saatiin arvion rajoiksi 14 500-54 200 naarasta tai paria. Tämä osoittaa että Suomen liito-oravan tämänhetkinen Hokkasen (1996) esittämä kannanarvio on hyvin epävarma.

Vuosina 1998-99 uusittiin työryhmän toimesta atlasruutujen takseeraukset. Liito-oravan asuttamia ruutuja löytyi nyt 14 kappaletta (Liite 9). Takseeraus järjestettiin uudelleen lisäämään tietoa viimeaikaisesta kannankehityksestä (ks. Kohta 5).

Atlasaineistojen pienuudesta johtuen on selvää, että nykyinen arvio yksilömäärästä on erittäin epävarma ja saattaa olla jopa virheellinen. Uusittu atlas ei myöskään mahdollista tarkemman kannanarvion tekemistä. Mikäli halutaan luotettavampi arvio Suomen liito-oravakannasta, on tarkoitukseen suunniteltava uusi otantakartoitus. Esitämme sitä kannankehityksen seurannan järjestämisen yhteydessä Kohdassa 11.3.

Liito-oravan viimeaikaisen kannankehityksen selvittämiseksi toistettiin 5-17 vuotta sitten tehdyt liito-oravan esiintymiskartoitukset (Liitteet 7-11). Aikaisemmin tutkitut alueet, sekä asutut että asumattomat, tutkittiin uudelleen liito-oravien löytämiseksi. Asutuiksi tulkittiin metsiköt, joista löytyi tuoreita liito-oravan papanoita. Kannankehitys eri kartoitusalueilla esitetään tarkemmin liitteessä 1 olevissa taulukoissa.

Suoritetuista uusintakartoituksista havaitaan että liito-oravaesiintymät ovat vähentyneet lähes kaikilla alueilla 20-38 % viimeisten 5-17 vuoden aikana (Liite 1). Virtain alueella asuttujen paikkojen määrä oli kasvanut 10 vuoden aikana (Liite 8). Virtain kartoitusvuosia ei voi kuitenkaan pitää vertailukelpoisina, sillä kirjoittaja mainitsee uusia alueita otetun kartoitusten piiriin koko ajan tutkimusvuosien aikana. Tutkijan oman käsityksen mukaan Virtain tutkimusalueella kanta näyttää säilyneen lähes ennallaan. Myös Pietarsaaren alueella liito-oravakanta kasvoi kuuden vuoden aikana. Pääasiallisin syy tähän lienee pönttöjen vienti metsiin (vuosina 1989-92) ennen ensimmäistä kartoitusvuotta ja pönttöjen vähittäinen asuttaminen tutkimusvuosien aikana. Pöntötysalueet joilla pöntöt ovat äskettäin maastoon vietyjä, tai alueet joille pönttöjä on lisätty, eivät ole vertailukelpoisia luonnontilanteen kanssa.

Tärkein syy yksittäisten esiintymien häviämisiin on ollut metsän hakkuu (ks. Liitteet 7-11). Myös luonnollisia häviämiä ja alueen uudelleen asuttamisia (jona aikana alue on säilynyt muuttumattomana) on havaittu, mikä on täysin odotettua. Häviämiset ja asuttamiset kuuluvat olennaisena osana luonnonpopulaatioiden dynamiikkaan. Luonnolliset häviämiset eivät kuitenkaan tässä tapauksessa kokonaan selitä havaittua kannan taantumista, vaan pääsyyt ovat metsätalouden toiminna.

Liito-orava on luokiteltu Suomen eliölajiston viimeisimmässä uhanalaisluokituksessa (Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000) vaarantuneeksi lajiksi. EU:n luontodirektiivin mukaan se on yhteisön tärkeänä pitämä laji, jonka suojelutaso tulee säilyttää suotuisana. Se edellyttää sekä lajin että sen elinympäristön tarkastelua. Suomen lainsäädännössä se on otettu huomioon niin, että liito-oravan selvästi havaittavan lisääntymis- ja levähdyspaikan hävittäminen tai heikentäminen on luonnonsuojelulain (1096/1996) 49 §:n mukaan kiellettyä.



# Liito-oravan biologia ja käyttäytyminen

# 6

## 6.1 Ravinto

Kesällä liito-oravat syövät pääasiassa lehtipuiden lehtiä. Ravinnon koostumus vaihtelee todennäköisesti tarjolla olevien puulajien mukaan, mutta koivu, haapa ja leppä ovat pääravintoa (Mäkelä 1996a, Hanski 1998, Liite 2). Haapa näyttää olevan suosittu ravintopuu kesällä. Radiolähettimillä varustetut liito-oravat ruokailivat haavoissa useammin kuin olisi niiden runsauden perusteella odottanut (Hanski 1998). Eläimet ruokailevat hyvin erikokoisissa puissa ohuista noin 10 cm paksuisista aina järeisiin tukkipuihin.

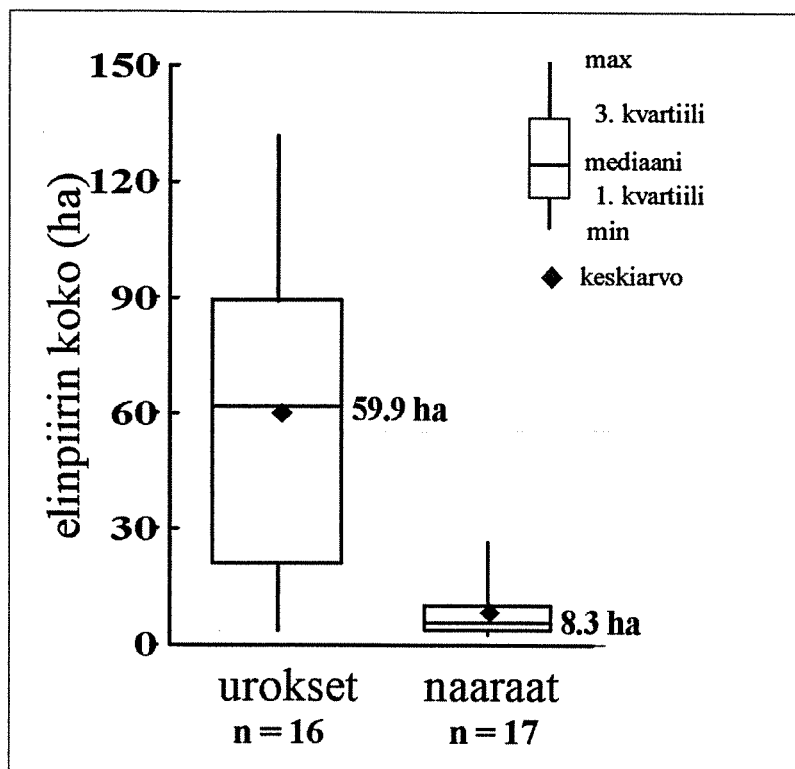
Syksyllä liito-oravat siirtyvät syömään havupuiden silmuja ja käyttämään lehtipuiden, koivun ja lepän norkkoja, jotka ovat silmujen ohella niiden pääasiallista talviravintoa (Mäkelä 1996a, Hanski 1998). Talveksi liito-oravat varastoivat lehtipuiden, etenkin lepän norkkoja useimmiten ravintolähteen lähistöllä kasvavien kuusten oksille (esimerkiksi Sulkava & Sulkava 1993).

## 6.2 Lisääntymisbiologia, elinpiirit ja liikkeet

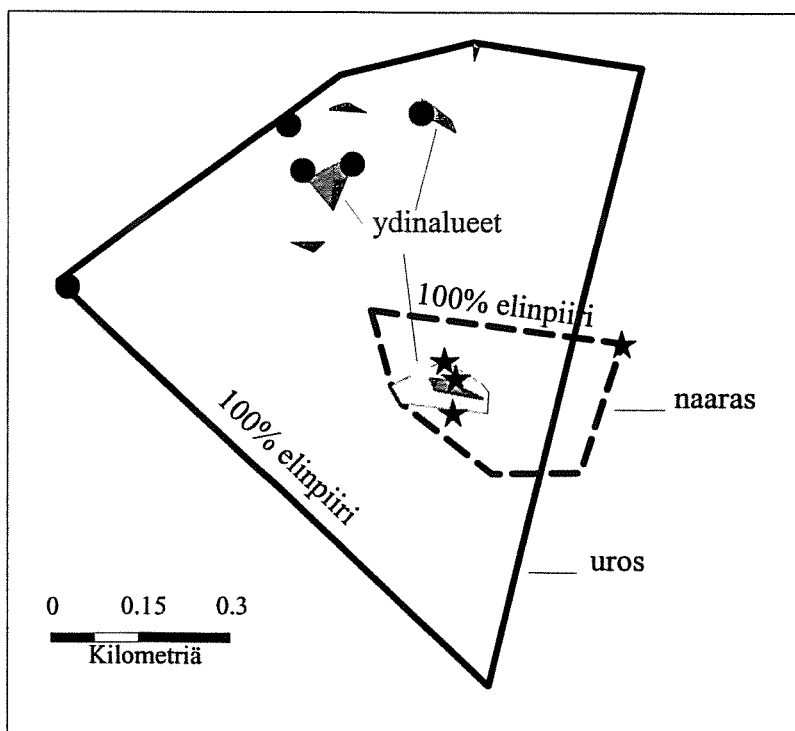
Liito-oravan pesät voivat olla sekä puun koloissa sekä risupesissä. Käpytikan vanhat pesäkolot ovat yleisin kolotyyppi, joskus harvoin kolo voi olla luonnon muovaama. Suurireikäisiä palokärjen koloja liito-orava käyttää vain hyvin harvoin. Risupesät ovat todennäköisesti tavallisen oravan risuista ja naavasta ym. pehmeästä materiaalista yleensä kuusen oksistoon rakentamia. Pesä voi olla joskus myös männyssä. Lisäksi liito-orava voi asustaa linnunpöntössä tai rakennuksessa. Eläin käyttää pesiä sekä päivänvietto- että poikueiden kasvattamispaikkoina. Jokaisella liito-oravalla on useita pesiä, joita ne säännöllisesti käyttävät. Luonnontilanteessa tikankolo on yleisin liito-oravien käyttämä pesäpaikka, mutta lähes kaikki yksilöt käyttävät myös risupesä. Radiolähetintutkimuksessa olleet 34 liito-oravaa käyttivät yhteensä 221 eri pesäpaikkaa (Hanski ym. 2000, Liite 4). Näistä 61 % oli koloja, 36 % risupesä ja 3 % pönttöjä. Naaraalla oli käytössään keskimäärin viisi pesää (2-10) ja uroksella kahdeksan (4-14; Liite 1, Taulukko 2). Urokset asustivat seurannan aikana maaliskuu-marraskuulla yhdessä pesässä keskimäärin 17,2 vrk ja naaraat 24,2 vrk ennenkuin siirtyivät toiseen pesään (Hanski ym. 2000). Useat käytössä olevat pesäpaikat eri puolilla elinpiiriä ovat olennainen osa liito-oravan biologiaa.

Huhti-toukokuussa naaras synnyttää ensimmäisen poikueensa ja kesäkuussa osa emoista saa toiset pennut (Mäkelä 1996b). Poikasten sukupuolijakauman on havaittu olevan 1:1 (Mäkelä 1996b). Poikimiseen soveltuu sekä kolo- että risupesä (Hanski ym. 2000). Liito-oravauroksen on havaittu luonnossa elävän 5,5 ja naaraan 6,5 vuotiaaksi (Wistbacka, Liite 13). Keskimääräinen elinikä on kuitenkin alhaisempi.

Tiedot liito-oravien elinpiirien koosta ja eläinten liikkeistä perustuvat radiolähettimillä varustetuista aikuisista liito-oravista saatuihin yöllisiin havaintoihin. Maastotyöt tehtiin kolmella erillisellä tutkimusalueella: Pohjois-Kymenlaaksossa Iitissä, vuosina 1996-99, Uudellamaalla Nuuksion kansallispuistossa, vuosina 1997-98 ja, keskeisessä Kymenlaaksossa Anjalankoskella 1998-99 (Hanski ym. 2000, Liite 4). Kustakin eläimestä on kerätty havaintoja 6-7 kuukauden aikana pääosin maaliskuusta marraskuuhun. Kukin eläin paikannettiin kannettavalla radiovastaanottimella 2-



Kuva 1. Liito-oravaurosten ja naaraiden elinpiirien koot. 1. kvartiilin ja 3. kvartiiliin väliin (laatikko) jää 50% havainnoista.



Kuva 2. Esimerkki liito-oravauroksen ja naaraan elinpiireistä ja ydinalueista. Mustat ympyrät kuvaavat uroksen ja tähdet naaraan käyttämiä pesiä, harmaat alueet ovat uroksen (tummat) ja naaraan (vaalea) ydinalueita.

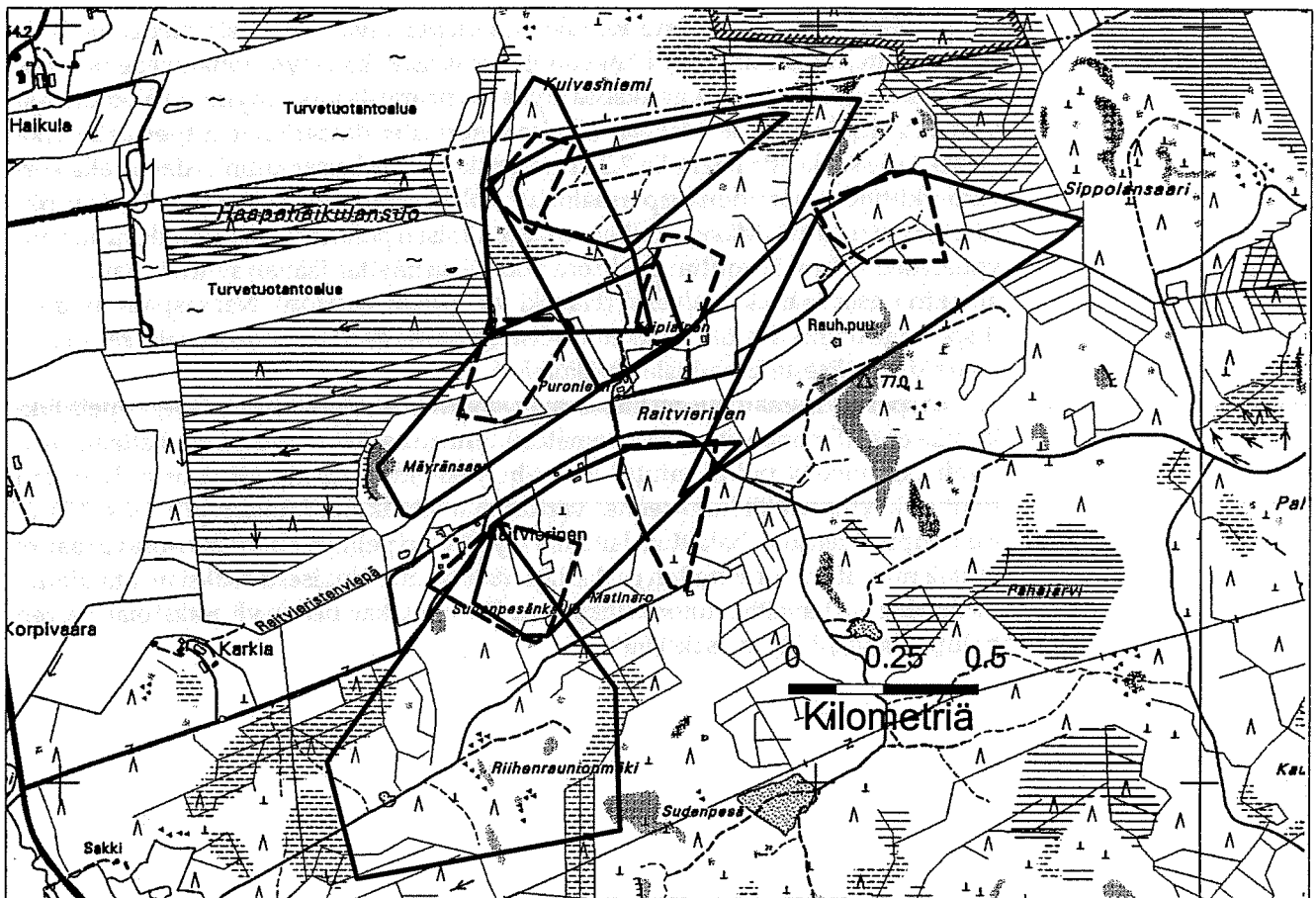
5 kertaa viikossa yhden kerran yössä ja paikannettiin karttakoordinaatistoon Magellan GPS laitteella.

Liito-oravien elinpiirien pinta-alat esitetään tässä monikulmioina, jotka rajaavat kaikki (100%) eläimestä saadut havainnot. Liito-oravien elinpiirien koota eri laskentamenetelmillä on esitetty artikkeleissa Hanski (1998) ja Hanski ym. (2000).

Aikuiset liito-oravat liikkuvat varsin laajalla alueella. Urosten elinpiirien keskimääräinen koko oli 59,9 ha ja naaraiden 8,3 ha (Kuva 1). Urosten elinpiirit olivat laajempia ja niiden yöllä liikkumat matkat merkitsevästi pitempiä kuin naaraiden (Hanski ym. 2000). Meikäläisen liito-oravan elinpiirit olivat lisäksi selvästi suurempia kuin lähisukuisten pohjoisamerikkalaisten *Glaucomys* -suvun liito-oravien (Bendel & Gates 1987, Fridell & Litvaitis 1991, Witt 1992). Liito-oravan elinpiirit ovat myös suuremmat kuin muilla vastaavan kokoisilla kasvin-syöjänisäkkäillä (Swihart ym. 1988).

Kunkin liito-oravan yölliset havainnot keskittyivät tiettyihin elinpiirin osiin. Käytetystä aineistosta riippuen 80 tai 85 % havainnoista keskittyi useille pienille alueille, elinpiirin ydinalueisiin (Hanski 1998, Hanski ym. 2000). Näiden ydinalueiden yhteenlaskettu osuus oli n. 10% koko elinpiirin pinta-alasta. Liito-oravat eivät siis käytä koko elinpiirinsä aluetta tasaisesti, vaan suosivat tiettyjä, pieniä osia (Kuva 2). Elinpiirin tiettyjen, tässä tapauksessa pienten, alueiden suosiminen viittaa liito-oravalle tärkeiden resurssien, kuten ravinnon ja pesäpaikkojen, epätasaiseen alueelliseen jakautumiseen. (ks. Kohta 7.1).

Liito-oravanaaraat elävät lähes aina toisistaan erillisillä elinpiireillä, kun taas urosten elinpiirit voivat sijaita päällekkäin samalla alueella (Kuva 3). Urosten suurten elinpiirien sisällä voi olla useita pienempiä naaraiden elinpiirejä. Naaraat näyttävät varmistavan oman alueensa hallinnan ainakin lisääntymisaikana muita naaraita vastaan. Ei ole toistaiseksi tietoa tapahtuuko tämä aktiivisen puolustamisen vai passiivisemmän, ehkä hajumerkkeihin perustuvan välttämisen kautta. Elinpiirien sijoittuminen ja paritteluhavainnot viittaavat promis-



kuiteettiseen lisääntymissysteemiin, jossa sekä urokset että naaraat voivat paritella useiden kumppanien kanssa.

Liito-oravat voivat liikkua yöllä varsin kauas päiväpesästään. Urokset havaittiin yöllä keskimäärin 292 metrin päässä ja naaraat 111 metrin päässä pesäpaikastaan (Hanski ym. 2000). Pisimmillään urokset saattoivat käydä yli kahden kilometrin päässä ja naaraat 900 metrin päässä pesästään. Liikkumismatkoissa oli runsaasti vaihtelua etenkin eri vuodenaikoina. Urokset liikkuivat eniten keväällä ja loppukesällä. Keskikesä ja syksy olivat alhaisemman aktiivisuuden aikaa (ks. Kuva 3 artikkelissa Hanski ym. 2000, Liite 4). Naarailla vuodenaikainen vaihtelu oli vähäisempää.

Kuva 3. Seitsemän liito-oravauroksen (yhtenäiset monikulmiot) ja kuuden naaraan (katko- viivamonikulmiot) elinpiirit Anjalankosken tutkimusalueella vuonna 1998 (Hanski ym., julkaisematon). Karttapohja: Maanmittaushallitus.

### 6.3 Nuorten liito-oravien dispersaali

Nuoret eläimet, myös liito-oravat, viettävät nuoruuskuukautensa emonsa elinpiirillä, itsenäistyvät ja siirtyvät vaihtelevia matkoja uusille, tuntemattomille alueille, jonne ne asettuvat ja jossa ne mahdollisuuksien mukaan lisääntyvät seuraavana kesänä (Mäkelä 1996b, Hanski, julkaisematon). Tätä siirtymistä kutsutaan dispersaaliksi.

Nuorten liito-oravien dispersaalikäyttäytymistä tutkittiin Iitissä vuosina 1996-99, Nuuksiossa vuosina 1997-99 ja Anjalankoskella vuosina 1998-99 (Hanski 2000, Liite 3, ja julkaisematon). Nuorille eläimille (39 yksilöä) kiinnitettiin radiolähettimet kesäheinäkuussa ja niiden liikkeitä seurattiin siihen saakka kunnes ne olivat asettuneet uusille alueille. Asettuminen uudelle alueella tapahtui yleensä syyskuussa. Sen jälkeen eläimiä seurattiin vielä joulutammikuuhun saakka.

Ensimmäisen poikueen nuoret liito-oravat dispersoivat elokuussa, ja syyskuun puolessa välissä ne ovat asettuneet uusille alueille. Dispersaalimatkat vaihtelevat yksilöiden välillä suuresti. Uroksilla havaitut matkat ovat olleet 0,5–6,5 km (n = 12), naarailla 0,7–8,7 km (n = 13). Mikäli dispersaalin rajana pidetään 500 metriä, kaikki

naaraat tässä radioseurantatutkimuksessa dispersoivat, uroksista dispersoi 57 % (Hanski ym., julkaisematon). Lähes puolet uroksista jäi siis synnyinalueellensa. Alavuden korvamerkintätutkimuksissa myös osa naaraista jäi synnyinmetsikköönsä ja uroksista dispersoi 52 % (Mäkelä, julkaisematon). Keskimääräinen dispersaalimatka oli sekä uroksilla että naarailla 2,2 km (Hanski ym. julkaisematon). Alavudella korvamerkittyjen naaraiden dispersaalimatka oli keskimäärin 2,4 km ( $n = 11$ ) ja uroksilla 0,9 km ( $n = 10$ ) (Mäkelä, julkaisematon). Toisen poikueen dispersaalista on vain vähän tietoja ( $n = 5$ ), mutta suurin osa poikasista näyttää jäävän synnyinpaikalleen ainakin ensimmäiseksi talveksi (Hanski ym. julkaisematon). Naaraspainotteinen dispersaali on nisäkkäillä poikkeuksellista, ja se saattaa olla liito-oravalla seurausta naaraiden välisestä kilpailusta pesäkoloista.

Dispersoidessaan nuoret liito-oravat käyttivät monenlaisia metsätyyppejä liikkumiseensa (Selonen ym., julkaisematon). Suurin osa lähti synnyinpaikaltaan kuusivaltaisia metsiä pitkin, mutta vaihtelu yksilöiden välillä oli suurta. Nuorten nähtiin käyttävän liikkumiseensa varttuneita taimikoita (puiden pituus  $< 10$  m), siemenpuuasentoon hakattuja laikkuja ja ylittävän peltoja. Nuori liito-orava saattoi ylittää noin 100 metrin pellon osaksi liitämällä ja mahdollisesti osaksi maata pitkin. Yhden kerran havaittiin nuoren liikkuvan 160 m matkan pellon yli osaksi ojan varren pajupensaita pitkin ja osaksi liitäen.

# Liito-oravan elinympäristövaatimukset

Liito-oravan käyttäytymistietojen perusteella sen elinympäristön käyttöä ja elinympäristövaatimuksia tulee tarkastella kahdessa mittakaavassa: elinpiirin tasolla (metsikkötaso) ja metsämaiseman tasolla. Metsiköllä tarkoitetaan tässä kuusimetsän aluetta, jolla liito-oravanaaraan elinpiiri pääosin sijaitsee ja jossa se lisääntyy.

## 7.1 Elinpiirin taso (Metsikkötaso)

Liito-orava on havumetsien laji joka tunnetusti elää kuusivaltaisissa metsissä. Oleellinen liito-oravalle sopivan metsän piirre on lehtipuusekoitus (haapa, leppä, koivu) ravintopuina ja kolohaavat pesäpaikkoina. Hanskin (1998) tutkimuksessa laskettiin kahdeksan liito-oravan elinpiiriltä puulajisuhteet. Keskimäärin lehtipuita oli 27 % kaikista yli 10 cm rinnankorkeusläpimitaltaan olevista puista. Lehtipuiden osuus vaihteli elinpiirien välillä 10-42 %. Yli 20 cm halkaisijaltaan olevista puista lehtipuita oli keskimäärin 23 % (14-34 %). Talvella liito-oravalle on tärkeää koivun ja lepännorkojen saatavuus. Ravinnon riittävyys on erityisen tärkeää varsinkin naaraille, joiden elinpiirit ovat pienet ja joiden täytyy selvitä talven yli ja kasvattaa poikaset elinpiirinsä ravintovarojen turvin. Kolojen saatavuus on myös tärkeä. Kolot ovat pesäpaikkoina todennäköisesti turvallisempia kuin risupesät ja talvella lämpötaloudellisesti edullisempia.

Lehtipuiden tärkeys näkyy myös radiolähetimillä varustettujen liito-oravien käyttäytymisessä. Liito-oravat keskittivät ruokailunsa pienille ydinalueille elinpiirillään (ks. Kohta 6.2). Näillä laikuilla lepän ja haavan määrä oli suurempi kuin muualla elinpiirillä (Hanski 1998). Myös puuston latvuspeittävyys oli suurempi. Peittävyys ja lehtipuiden yhteenlasketun määrän välillä oli merkitsevä positiivinen korrelaatio, joten tulos saattoi johtua ydinalueiden suuremmasta lehtipuutiheydestä. Liito-oravat siis keskittivät ruokailunsa elinpiirinsä osiin joissa ravintopuita oli enemmän kuin muualla. Pesäpaikat sijaitsivat myös useammin ydinalueilla kuin ydinalueiden pinta-ala antaisi olettaa (Hanski ym. 2000). Kuitenkin keskimäärin puolet pesäpaikoista sijaitsi muualla elinpiirillä kuin ydinalueilla, joten elinpiirin sillä osalla jossa eläimet liikkuvat vähemmän, on merkitystä esimerkiksi pesäpaikkojen takia. Liito-oravan elinpiirin ydinalueet näyttävät siis olevan suosittuja ruokailupaikkoja joista osa, eivät kuitenkaan kaikki, sijaitsee pesän lähellä.

## 7.2 Metsämaisemataso

Radiolähetinseurannassa tutkittiin liito-oravien liikkumista metsämaisemassa ja sitä miten maiseman rakenne vaikutti eläinten maiseman käyttöön (Selonen ym., käsikirj.). Ilmakuvista rajattiin tutkimusalueiden eri maisemakuviot jotka luokiteltiin 10 luokkaan: kuusivaltainen metsä > 18 m, mäntymetsä > 18 m, lehtipuuvaltainen metsä > 18 m, nuori metsä noin 8-18 m, taimikko 3-8 m, hakkuuaukea jossa taimet < 3 m, siemenpuuhakkuu, räme, pelto, muut avoalueet (esim. sorakuopat, vesistöt) (Liite 1, Taulukko 2). Tutkimusalueista muodostettiin metsämaisemakartta, jolle liito-oravien yölliset havintopaikat ja pesät sekä havainnoista lasketut elinpiirit sijoitettiin. Näin erotettiin ne maisemakuviot, joita liito-oravat käyttivät eri toimintoihinsa, kuten ruokailuun ja liikkumiseen (Liite 1, Taulukko 3). Analyysiin otettiin mukaan 20 urosta ja 23 naarasta.

Taulukon 2 (Liite 1) maastokuviot on järjestetty siihen järjestykseen kuin liito-oravat ovat niitä käyttäneet. Erot eri alueiden välillä johtuvat niiden erilaisesta metsämaiseman rakenteesta. Esimerkiksi Iitissä liito-oravat käyttivät lehtipuuvaltaisia metsälaikkuja hyvin vähän verrattuna Anjalankosken ja Nuuksion eläimiin. Tämä selittyi sillä että Iitissä lehtipuulaikkuja oli tarjollakin vain vähän (Liite 1, Taulukko 2).

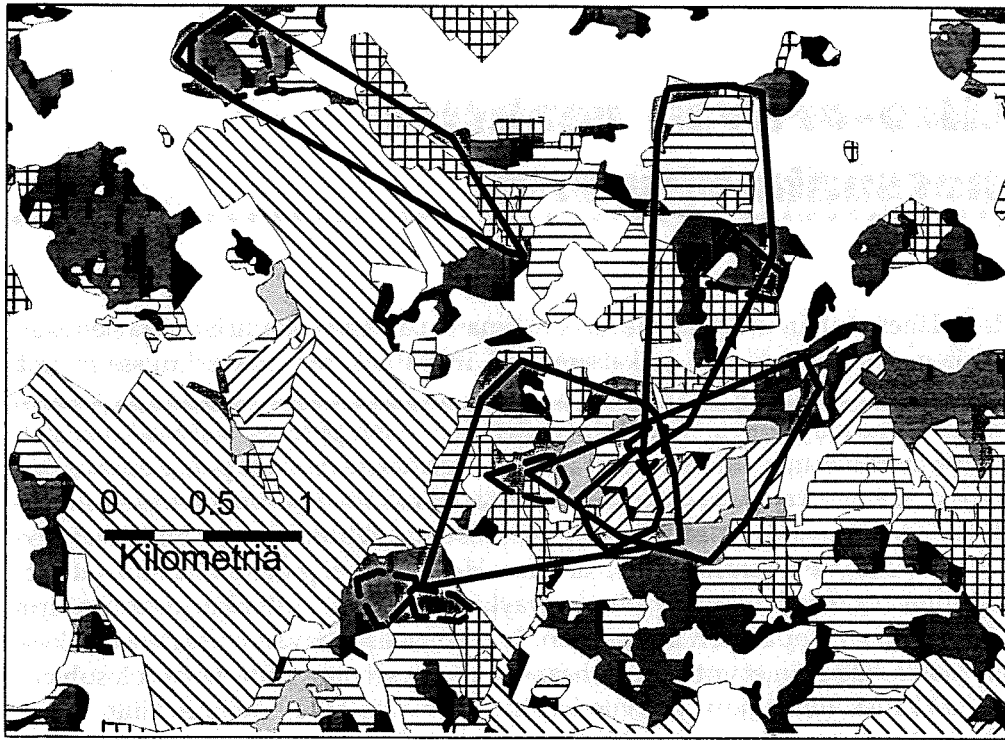
Liito-oravien eri maisemakuvioiden käytön suosiminen ja välttäminen analysoitiin ottamalla huomioon niiden tarjolla oleva pinta-ala elinpiirillä. Eri maastokuviot järjestettiin niiden käytön ja saatavuuden mukaan siten, että ne olivat järjestyksessä suosituimmasta vähiten tai ei ollenkaan suosittuun (Liite 1, Taulukko 4, Selonen ym., käsikirjoitus).

Sekä urokset että naaraat suosivat kuusivaltaisia tai lehtipuuvaltaisia metsäkuvioita sekä yhdistetyn aineiston mukaan että eri tutkimusalueilla (Liite 1, Taulukko 4). Tulos ei ole mitenkään uusi tai yllättävä, liito-oravien tiedetään elävän tällaisissa metsissä (mm. Eronen 1991). Poikkeuksiakin kuitenkin löytyy, ja ne tekevät tulokset mielenkiintoisiksi. Joillain alueilla siemenpuuhakkuun käyttö ei eronnut merkittävästi suosituimmasta kuusimetsästä (Iitti, urokset, Liite 1, Taulukko 4). Anjalankosken urokset suosivat nuorta metsää yhtä paljon kuin kuusi- ja lehtipuuvaltaista metsää. Mielenkiintoinen tulos oli myös että vaikka suosituimmuudessa oli eroja maisemakuvioiden välillä, kaikilla alueilla sekä urokset että naaraat käyttivät myös muita kuin kuusi- ja lehtipuulaikkuja. Liito-oravanaaraiden lisääntymisalueet ovat kuitenkin pääsääntöisesti kuusivaltaisissa metsissä. Siinä mielessä liito-oravaa voidaan väljästi ottaen pitää habitaattispecialistina tai valikoivana lisääntymisalueensa suhteen.

Nuoria metsiä, siemenpuuasentoon hakattuja ja varttuneita taimikoita liito-oravat käyttivät sekä ruokailuun että liikkumiseen kuusimetsästä toiseen. Hakkuuaukeita käyttäneet liito-oravat kävivät yöllä ruokailemassa muutamissa aukoille, useimmiten lähelle metsän reunaa jätetyissä puissa. Liito-oravat ovat siis varsin kykeneviä käyttämään muitakin metsäkuvioita kuin varttuneita kuusivaltaisia metsiä toimintoihinsa. Puuttomat hakkuuaukot ja nuoret taimikot ovat liito-oraville avoimiin alueisiin verrattavia, käyttökelvottomia alueita. Radiolähetintuloksista näkyy myös mäntymetsien ja puustoisten rämeiden välttäminen. Vaikka niitä olisi ollut elinpiireillä tai niiden välittömässä läheisyydessä, liito-oravat vierailivat niissä vain harvoin ja silloinkin vain lähellä kuusimetsän reunaa.

Pirstoutuneessa talousmetsäympäristössä saattaa vain yhden naaraan elinpiiri mahtua yhden kuusivaltaisen metsikön alueelle, kun taas urokset voivat liikkua laajalla alueella ja useiden toisistaan erillisten metsiköiden välillä (Kuva 4, Selonen ym., käsikirjoitus). Urokset voivat liikkua kuusimetsästä toiseen nuoria metsiä ja esim. siemenpuuasentoon hakattuja laikkuja pitkin. Myös naaras liikkuu usein ruokailemassa asuinmetsikkönsä ulkopuolella, esim. ympäröivässä taimikossa tai nuoressa metsässä, joten naaraan asuttaman, varttuneen kuusimetsikön koko voi olla pienempi kuin naaraan keskimääräisen elinpiirin koko. Havaintoja vakituisesta asumisesta erillisissä, alle 3,5 hehtaarin metsiköissä ei kuitenkaan ole. Pienetkin kuusimetsiköt voivat tosin helpottaa eläinten liikkeitä alueella. Kuusimetsikön koko vaikuttaa siihen pystyykö liito-oravanaaras elämään alueella ympäri vuoden, sekä siihen voiko nuori liito-orava asettua syksyllä itsenäistyttyään löytämänsä uuteen metsikköön. Lähes kaikki naaraat elävät toisistaan erillisillä elinpiireillä, joten alueen sopivien metsiköiden pinta-ala ja sijoittuminen määräävät liito-oravanaaraiden tiheyden ja määrän. Naaraiden lukumäärästä taas riippuu alueella syntyvien poikasten määrä.

Alueen metsämaiseman rakenne voi pääasiassa määrätä liito-oravapopulaation koon ja rakenteen. Hyvin pirstoutuneella alueella (esimerkiksi Iitin alue, Kuva 4) 1-2 naaraan elinpiirit ovat erillisissä metsiköissä, joiden välillä urokset liikkuvat. Erillisiä metsiköitä ei voida tässä tapauksessa pitää osapopulaatioina. Eri alueilla Etelä-Suomessa tehtyjen tutkimusten perusteella näyttää siltä että suurimmassa osassa aluetta liito-oravapopulaatiot ovat pirstoutuneet (Mäkelä 1999, Sulkava, Liite 8, Selonen ym., käsikirjoitus). Liito-oravapopulaatioiden rakenne näyttää vaihtelevan



Kuva 4. Viiden liito-oravauroksen (yhtenäiset monikulmiot) ja kuuden naaraan (katkoviivamonikulmiot) elinpiirit osassa litin tutkimusaluetta sijoitettuna metsämaisemakartalle (Hanski ym., julkaisematon). Tumman harmaa = kuusivaltaiset metsät; vaakaviivoitus = taimikot; muut rasterit = nuoret metsät, siemenpuuhakkuut, rämeet, mäntymetsät; valkoinen = pellot, vedet, hakkuuaukeat.

erillisistä yhden naaraan metsäkoista harvinaisiin yhtenäisiin alueisiin (esimerkiksi Nuuksion kansallispuisto, Kinnunen ym. 1998). Firstoutuneen populaation dynamiikka (metsiköiden tyhjeneminen ja uudelleen asuttaminen, yksilöiden liikkeet metsiköiden välillä, nuorten dispersaali) ja populaation koon kehitys riippuvat liito-oravalle sopivan metsän sijoittumisesta ja pinta-alan muutoksista.

# 8

## Liito-oravan reaktiot metsänhakkuisiin

Radiolähetintutkimusten aikana on muutamassa paikassa hakattu liito-oravien asuttamia metsiä (Hanski ym., julkaisematon). Iitissä hakattiin maaliskuussa metsää naaraan pesäpuun ympäriltä. Syntyneeseen noin 3,5 hehtaarin aukkoon jäi pystyyn muutama haapa ja koivu. Naaras siirtyi viereiseen, vielä pystyssä olevaan kuusimetseen ja asettui risupesään asumaan. Tähän risupesään se synnytti poikasensa toukuussa. Kolmessa muussa tapauksessa metsää on hakattu liito-oravaurosten elinpiiriltä, yhdessä tapauksessa myös risupesäkuuset kaadettiin. Urokset liikkuvat hakuiden jälkeenkin alueella aukot kiertäen. Havaintoja ei pidä tulkita niin, etteivät liito-oravat kärsisi hakkuista. Liito-oravayksilöt pystyvät kuitenkin jossain määrin sopeutumaan ympäristön muutoksiin. Toisaalta näissä havainnoissa voi olla kyse myös siitä, että eläimet yrittävät parhaansa mukaan selvitä muuttuneissa olosuhteissa. Paikkauskolliset ja jopa yli 6 vuoden ikäisiksi elävät (Liite 13) aikuiset liito-oravat näyttävät jäävän asuinalueelleen, vaikka siitä osa hakattaisiinkin. Kuitenkin kyseinen asuinalue on saattanut heikentyä niin etteivät uudet yksilöt enää hyväksy sitä asuinpaikakseen, vaan paikka autioituu alueella asuvan vanhan liito-oravan kuoltua. Toisaalta naaraan asuinmetsikkö voi olla pieni, esimerkiksi vain muutaman hehtaarin saareke, joka on taimikoiden ja nuorten metsien ympäröimä. Tämän metsikön hakkuu aukoksi tuhoaa kokonaan kyseisen liito-oravan elinmahdollisuudet, sekä muuttaa sen paikan liito-oraville sopimattomaksi useiksi vuosikymmeniksi.



## Metsänkäsittely ja liito-orava

Työryhmämme esittää liito-oravan tunnettuun biologiaan ja käyttäytymistietoon perustuen ohjeita siitä miten liito-oravan asuttamia metsiä tulee käsitellä ja hoitaa niin että lajin elinympäristön minimivaatimukset säilyvät. Asiaa tarkastellaan eri mittakaavoissa alkaen metsikön rakenteellisten piirteiden (esimerkiksi puulajikoostumus, ikä) säilyttämisestä laajemman mittakaavan, metsämaisematason rakennepiirteiden säilyttämiseen. Ohjeissa ei oteta kantaa niiden soveltamisen taloudellisiin ja käytännöllisiin vaikutuksiin.

Yleiset ohjeet on tarkoitettu tilanteisiin, joissa liito-oravan oleskelusta alueella ei tiedetä tai tilanteisiin joissa nuorta metsää käsitellään siten että se on myöhemmin myös liito-oravalle kelvollinen. Hakkuussa pitää ns. varovaisuusperiaatteella säilyttää osia, joiden tiedetään tutkimusten perusteella olevan elintärkeitä liito-oravalle. Kohdissa 9.2 ja 9.3 esitetään yksityiskohtaisia ohjeita tilanteisiin, joissa liito-oravan pesä- ja/tai oleskelupaikat ovat tiedossa, ja alueella on hakkuusuunnitelmia.

### 9.1 Yleisiä ohjeita liito-oravametsän rakennepiirteiden säilyttämiseksi

#### 9.1.1 Nuoren metsän käsittely

Uudistushakkuussa, verhopuiden poistossa ja taimikonhoidossa säästetyt haavat, koivut ja lepät varmistavat vanhetessaan liito-oravan ravinnonsaannin ja uusien pesäpaikkojen syntymisen. Taimikon varttuessa säästöpuiden ja -puuryhmien ympärillä liito-orava voi pesäkolon löydettyään hyväksyä nuorehkonkin metsän elinpiiriin, mikäli lähistöllä on myös vanhempaa, liito-oravan elinympäristövaatimukset täyttävää metsää. Oleellista näyttää olevan pesäkolon ja ravinnon saatavuus, ei niinkään kuusimetsän absoluuttinen ikä. Liito-orava ei välttämättä vaadi vanhaa metsää asuinalueeseen, joskin vanhassa luonnonmukaisessa kuusivaltaisessa metsässä toteutuvat varmimmin liito-oravan elinehdot: lehtipuita, erityisesti haapoja sekapuustona ja runsaasti kolopuita. Kasvava, yli 20 metrin kuusivaltainen metsä, jossa on kolopuita ja lehtipuita, riittää liito-oravalle. On kuitenkin muistettava, että liito-oravan elinympäristövaatimukset voivat vaihdella levinneisyysalueen eri osissa. Yleisesti ottaen eläinlajin elinympäristövaatimukset ovat tiukemmat sen levinneisyysalueen reunaosissa. Kainuussa ja Koillismaalla liito-oravan asuttamat paikat ovat ympäristöään yhtenäisemmässä ja rehevämmissä metsissä (Mönkkönen ym. 1997). Samoin asuttujen paikkojen välittömässä ympäristössä on enemmän kuusisekametsää ja enemmän näitä yhdistäviä mätymetsiä ja nuoria metsiä kuin alueilla, joissa ei ole liito-oravia (Reunanen ym. 1999).

Jokainen suuri haapa on liito-oravan mahdollinen pesäpuu. Käpytikka voi nimittäin kovertaa pesäkolonsa myös tuoreeseen haapaan. Tikan pesinnän jälkeen kolo vapautuu liito-oravan ja muiden kolopesijöiden käyttöön. Siksi haapojen jatkuva saatavuus on varmistettava myös taimikoiden ja nuorten metsien hoidossa. Haavoissa olevien tikankolosten havaitseminen maasta käsin voi olla vaikeaa ja joskus jopa mahdotonta. Tämän takia kolopuita voi olla metsässä enemmän kuin on havaittu.

### 9.1.2 Harvennushakkuu ja uudistushakkuu

Kuusivaltaisten metsien harvennushakkuissa jätetään lehtipuita, haapoja, leppiä ja koivuja niin että lehtipuiden osuus runkojen määrästä on vähintään 10 %, mieluummin enemmän (ks. Kohta 7.1). Harvennushakkuissa kaikki kolopuut jätetään pystyyn. Kaikkea turhaa lehtipuiden, myös nuorten, raivausta tulee välttää.

Avohakkuualueelta liito-orava häviää. Pienestä, alle parin hehtaarin hakkuuaukosta liito-orava ei välttämättä kärsi, mikäli pesäpuut eivät satu jäämään hakkuulle, ja mikäli eläimellä on riittävästi sopivaa metsää lähistöllä (alueellinen tarkastelu, ks. Kohta 9.3).

Liito-oravan lisääntymisaikana huhtikuun puolivälistä elokuun loppuun tehty hakkuu (ns. kesähakkuu) tuhoaa risupesässä varttuvan poikueen. Hakkuu vaikeuttaa myös poikasten liikkeitä kolopesänsä lähimaastossa.

## 9.2 Hakkuut tunnetulla liito-oravan pesäpaikalla ja sen läheisyydessä

### 9.2.1 Pesä- tai oleskelupaikan tunnistaminen

Tyypillinen liito-oravametsä on yleensä varttunut kuusimetsä jossa on sekapuustona lehtipuita, etenkin haapoja. Paras tapa varmistua liito-oravan oleskelusta on etsiä sen riisiryynin kokoisia, keltaisia tai kellanruskeita ulostepapanoita puiden alta. Papanat kertyvät talven ja kevään mittaan useimmiten suurten haapojen ja kuusten tyville ja ovat helpoimmin havaittavissa keväällä maaliskuulta aina kesäkuulle saakka. Niitä voi olla pesäpuuna käytetyn kolohaavan alla satoja.

Suuri määrä papanoita haavan tyvellä on mitä todennäköisimmin merkki puussa olevasta pesäkolosta, jonka aukon havaitseminen maasta käsin on joskus lähes mahdotonta.

### 9.2.2 Harvennushakkuu

Liito-oravan pesäpuun välitön lähiympäristö suositellaan jätettäväksi harventamatta. Pesäpuun välittömällä lähiympäristöllä tarkoitetaan tässä sitä aluetta joka antaa pesäpuulle näkösuojan (puuston tiheydestä riippuen noin 5-10 m). Pesäpuun suojaaksi tulee jättää lehtipuita ja tiheitä kuusiryhmiä.

### 9.2.3 Uudistushakkuu

Uudistushakkuu on syytä suunnitella siten, että liito-oravan pesäpuu ja sen välitön lähiympäristö jää hakkuun ulkopuolelle. Pesäpuu suojapuineen kannattaa jättää myös uudistusalan reunaan, jolloin tällainen säästöpuuryhmä säilyy parhaiten pystyssä voimakkaimmillakin tuulilla. Pesäpuiden tunnistaminen voi olla maastossa vaikeaa, sillä niitä on jokaisella liito-oravalla useita, ja vain syksyn ja kevään välisenä aikana pesähaapojen alle kertyy helposti havaittavia keltaisia papanoita. Varminta olisi rajata hakkuu niin, että kolohaavat jäävät hakkuun ulkopuolelle. Varsinkin pieniä (alle 5 ha), muista varttuneista metsistä erillään olevia liito-oravien asuttamia metsiköitä hakattaessa pitäisi ottaa huomioon laajemman metsämaisematason rakenteen vaikutukset liito-oravan elinympäristövaatimuksissa. Näitä selvitetään Kohdassa 9.3.

Uudistushakkuualalle jätettäväksi säästöpuiksi kannattaa valita etenkin haapoja ja koivuja pieniin ryhmiin. Säästöpuut tarjoavat tulevaisuudessa liito-oravalle pesäpaikkoja, ravintoa ja liikkumisyhteyksiä metsiköstä toiseen. Kolohaavat, mutta mieluummin kaikki haavat, jätetään kuusen uudistusosalalla kaulaamatta, jolloin ne kestävät pystyssä pidempään.

Mikäli tiedetään liito-oravan asustavan suunnitellulla uudistusalueella, on suositeltavana vaihtoehtona muuttaa käsiteltävän metsäkuvion metsänhoitosuunnitelmaa niin että uudistushakkuun sijasta metsäaluetta vain harvennetaan, ja vastaisuudessa kuviota käsitellään ns. jatkuvan kasvatuksen menetelmin. Näin kuvio pysyy riittävän puustoisena, ja kun lisäksi säästetään lehtipuita ja kolopuita, säilyy varmemmin liito-oravan elinympäristövaatimukset.

### 9.3 Alueellinen (metsämaisemataso) tarkastelu

Paikallisen liito-oravapopulaation yksilöiden väliset vuorovaikutukset toimivat laajassa metsämaisemataso mittakaavassa. Jo pelkästään yhden uroksen liikkuma-alue voi olla yli 100 ha (ks. Kohta 6.2). Esimerkiksi 10 uroksen ja 10 naaraan populaation käyttämä alue voi olla metsämaiseman pirstoutuneisuudesta riippuen useita neliökilometrejä. Yksilöiden välisten vuorovaikutusten toimivuuden ja lisääntymisen varmistamiseksi naaraat tarvitsevat elinpiireikseen sopivaa kuusivaltaista metsää, koiraiden tulee pystyä liikkumaan naaraiden alueiden välillä ja nuorten eläinten tulee pystyä siirtymään synnyinpaikoiltaan (dispersaali) sekä löytämään omat elinalueensa. Nuorten liito-oravien dispersaalimatkat voivat hyvinkin ulottua yli 100 km<sup>2</sup> alueelle.

Liito-oravanaaraiden lisääntymiseen tarvitsemien kuusimetsiköiden tulee olla riittävän suuria (yli 4 ha). Pienemmät, esimerkiksi taimikoiden ja nuorten metsien eristämät metsiköt eivät näytä yleensä täyttävän liito-oravan lisääntymiseen tarvittavia elinympäristövaatimuksia.

Maisematasolla lisääntymiseen sopivan kuusimetsän yhteisen pinta-alan on oltava vähintään 20 % maapinta-alasta, mieluummin enemmän. Nykyisin ongelmana on, että monin paikoin alueen kaikki kuusivaltaiset metsiköt eivät täytä liito-oravan elinympäristövaatimuksia (ks. Kohta 7.1), ja paikoin metsät on pirstottu liian pieniin laikkuihin. Esimerkiksi Iitin tutkimusalueella (Kuva 4) keskimääräisen kuusimetsälaikun koko oli 7,6 ha (Selonen ym., käsikirjoitus). Kun tätä verrataan keskimääräiseen liito-oravanaaraan elinpiiriin kokoon (8,3 ha, Kohta 6.3), havaitaan että yhdelle kuusimetsälaikulle mahtuu keskimäärin yhden liito-oravanaaraan elinpiiri. Metsiköitä hakattaessa pienenee myös liito-oravalle tarjolla olevan pesimämetsän pinta-ala, ja samalla naaraiden paikallinen tiheys laskee. Pirstoutumisen lisääntyessä vaarana voi myös olla että nuoret eläimet eivät välttämättä löydä harvassa ja erillään olevia sopivia metsiköitä, vaikka pystyisivätkin liikkumaan metsiköiden välillä.

Pirstoutuneessa ympäristössä eläinlajin yksilöt elävät joko erillisissä pienissä osapopulaatioissa tai yksilöt erillään toisistaan. Vaikka elinympäristössä ei tapahtuisikaan muutoksia, osapopulaatiot tai eläinyksilöt voivat hävitä tietyltä paikalta luontaisista syistä, esim. petojen, tautien tai muiden ennalta arvaamattomien onnettomuuksien johdosta. Tyhjentyneiden alueiden uudelleen asuttaminen tapahtuu pääsääntöisesti nuorten eläinten dispersaalin kautta. Pirstoutuneenkin populaation koko voi pysyä vakaana, jos häviämisiä ja uudelleen asuttamisia tapahtuu yhtä paljon. Liito-oravapopulaation koko voi kääntyä laskuun, jos alueiden uudelleen asuttaminen ei ole mahdollista, esimerkiksi liito-oravan tapauksessa metsän hakkuiden takia. Liito-oravakannan koon pysymiseksi ennallaan tarvitaan siis myös aina tyhjiä, sopivia metsiköitä, jonne nuoret dispersoivat eläimet voivat asettua. Koska lisääntyvät liito-oravanaaraat elävät toisiinsa nähden erillisillä elinpiireillä (ks. Kohta 6.3), nuoren liito-oravan voi olla mahdotonta asettua pieneen, naaraan jo ennestään asuttamaan metsikköön.

Liito-oravakannan viimeaikainen vähenevä suuntaus (ks. Kohta 5) näyttäisi olevan suorassa suhteessa lajille sopivan metsän pinta-alan pienenemiseen. Alavuden tutkimusalueella sopivan metsän ala pieneni 17 vuodessa 42 %, ja samaan aikaan liito-oravakanta (naaraiden määrä) väheni 36-40 % (Mäkelä 1999, Liite 7).

Liito-oravan elinpaikkavaatimuksissa saattaa olla eroja lajin levinneisyysalueen

eri osissa. Pohjoisessa ja maaperältään karummilla alueilla, joilla kuusivaltaisten metsien pinta-ala on luontaisestikin pieni, korostuu hakkuiden pinta-alaa pienentävä ja metsiköitä eristävä vaikutus.

**9.3.1 Metsäyhteydet lisääntymismetsiköiden välillä**

Vaikka liito-oravat pystyvätkin liikkumaan muissakin kuin varttuneissa metsissä (ks. Kohta 7.2), tulee lisääntymiseen kelpaavien metsiköiden olla puustoyhteydessä toisiinsa. Yhdistävinä metsinä voivat toimia vähintään 10 m korkeat nuoren metsän kuviot, joskin korkeamman metsän kaistaleet varmistavat paremmin liikkumismahdollisuudet. Liikkumista helpottavia latvusyhteyksiä tarjoavat myös säästöpuut, puustoiset puronvarret sekä pellonreunojen ja rantojen metsäkaistat. Pellonreunojen ja rantojen lehtimetsäkaistat ovat tärkeitä myös ruokailualueina. Liito-orava ei tule toimeen metsäalueella, missä uudistusalojen ja taimikoiden lisäksi on vain pieniä, eristyneitä varttuneita metsiköitä etäällä toisistaan.

# Metsätalouden toimenpide- ehdotuksia

# 10

## 10.1 Alueelliset metsäohjelmat

Metsäkeskukset laativat toiminta-alueelleen metsälain velvoittaman alueellisen metsäohjelman ja seuraavat sen toteutumista. Ensimmäistä voimassa olevaa ohjelmaa tarkistetaan vuonna 2000. Ohjelmaa laadittaessa metsäkeskuksen on oltava yhteistyössä kaikkien tarpeellisten tahojen kanssa. Ohjelmaan tulee sisältyä mm. kuvaus metsien biologisesta monimuotoisuudesta sekä tavoitteet ja tarpeet sen säilyttämiseksi.

Työryhmä esittää, että alueellisia metsäohjelmia tarkistettaessa metsäkeskukset ovat yhteistyössä uhanalaisten lajien, mm. liito-oravan asiantuntijoiden kanssa. Tällöin voidaan sopia periaatteista ja käytännöistä, miten uhanalaisten lajien, mm. liito-oravan (metsäsertifiointi KR 20) tiedossa olevat elinpaikat varaudutaan ottamaan huomioon metsäkeskuksen alueella käytännön metsänhoidossa, neuvonnassa ja koulutuksessa sekä täyttämään metsä- ja luonnonsuojelulainsäädännön ao. velvoitteet siten, että näiden lajien vähintään nykyisen kannan säilyminen alueella ei vaarannu.

## 10.2 Ekologisen aluetarkastelun kokeilu

Liito-oravan elintapojen vuoksi ja kantojen turvaamiseksi on tärkeää ulottaa ekologinen tarkastelu metsikkötason lisäksi maisema- ja suuraluetasolle. **Maisematasolla** tarkoitetaan tällöin noin 10 000-50 000 ha suunnittelualuetta, jonka luontevina rajoina voisivat olla esimerkiksi vesistöt, lehtokeskusalue tai muut kasvimaantieteelliset tai ekologiset rajat. **Suuraluetasolla** tarkoitetaan esim. metsäkeskuksen aluetta.

Työryhmän mielestä olisi tärkeää, että Metsähallituksessa käytössä oleva ekologinen aluetarkastelu yleistyisi yhtiöiden mailla ja saisi jalansijaa yksityismailla. Mahdollisena kehittämishankkeena voisi olla esimerkiksi kahden metsäkeskuksen alueella toteutettava ekologisen aluetarkastelun kokeilu, joka käsittää kaikkien omistajaryhmien metsät.

Maa- ja metsätalousministeriön asettama Metsäkanalintutyöryhmä esitti vastaavan tarkastelun toteuttamista etenkin metson osalta. Nämä selvitystarpeet voitaisiin yhdistää. Työryhmä esittää, että ekologisen aluetarkastelun kohdealueiksi soveltuu esimerkiksi Lounais-Suomen metsäkeskuksen alue, missä liito-oravan esiintyminen tunnetaan hyvin ja lajin turvaamisesta on kokemuksia ennestään.

Alue-ekologisen suunnittelun periaatteet ovat jossakin määrin sovellettavissa myös yksityismailla. Ekologisen aluetarkastelun tavoitteena on tuottaa lisätietoa metsänomistajan päätöksentekoon ja edistää kestävää metsätaloutta siten, että alueelle luonnonläheisissä oloissa tyypillisen lajiston suotuisan suojelun taso voi säilyä talousmetsissä. Tarkastelu täydentää tila- ja kuviotasolla tehtävää luonnon- ja ympäristönhoidon suunnittelua. Tarkastelu voi toimia linkkinä tilakohtaisen sekä maisema- ja suuraluetason (maakunta, maa) suunnittelun välillä. Ennen kuin ekologista aluetarkastelua mahdollisesti aletaan tehdä yksityismailla, asiassa on löydettävä yksityisiä maanomistajia tyydyttävä toimintatapa.

### **10.3 Metsäsuunnittelu- ja tarkastustoiminta**

Työryhmä esittää, että liito-oravalle tärkeiden elinympäristöjen merkitsemisestä uusiin ja uusittaviin metsäsuunnitelmiin huolehditaan, niiden säilyminen turvataan metsien hoidossa ja käsittelyssä ja metsäkeskuksen tarkastustoiminnassa seurataan niiden ominaispiirteiden säilymistä sekä että alueellisen metsäsertifioinnin koulutuksessa ja auditoinnissa kiinnitetään huomiota kaikkien edellä mainittujen näkökohtien huomioon ottamiseen.

### **10.4 Metsänhoitosuositukset**

Työryhmä esittää, että Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion vuonna 2000 uusittavissa Hyvän metsänhoidon suosituksissa, jotka koskevat koko maata ja kaikkien metsänomistajaryhmien metsiä, otetaan huomioon liito-oravatyöryhmän tässä raportissa esittämät linjaukset.

Työryhmä esittää, että maa- ja metsätalousministeriö korvaa metsäluonnon hoidon edistämiseen tarkoitettua määrärahaa tärkeiden metsäluontokohteiden, kuten mm. liito-oravan pesäympäristöjen säilyttämisestä yksityisille metsänomistajille aiheutuvia taloudellisia menetyksiä (Kansallinen metsäohjelma 2010 s. 19).

### **10.5 Metsäopetus**

Metsätalouden perustutkinnot uudistetaan vuoden 2000 aikana ja otetaan käyttöön lukuvuoden 2001 alusta. Metsätalouden uuden, kolmivuotiseen perustutkintoon sisältyvät metsurin, metsäkoneenkuljettajan ja metsien monikäytön koulutusohjelmat. Työryhmä esittää, että perustutkinnon uudistuksen yhteydessä sekä myös metsätalouden ylempien tutkintojen oppimissisällöissä painotetaan uhanalaisten lajien, mm. liito-oravan turvaamisen näkökohtia. Opetushallitukselle ja suoraan metsäopetusta antaville oppilaitoksille tulee välittömästi toimittaa liito-oravatyöryhmän raportti opetuskäyttöä varten.

Metsäalan luonnonhoitotutkinto kouluttaa hallitsemaan puuntuotannon rinnalla myös luonnonhoidon nykyisten säädösten ja muiden vaatimusten edellyttämällä tavalla. Tutkinnon ovat kehittäneet metsäorganisaatiot yhdessä, sitä koordinoi Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ja tukevat maa- ja metsätalousministeriö, opetushallitus ja ympäristöministeriö. Valmennuskoulutus tapahtuu metsäoppilaitoksissa kautta maan. Vuoteen 2002 tavoitteena on se, että tutkinnon on suorittanut metsätöimihenkilöistä 70-80 % eli noin 5 000 henkilöä, metsureista ja koneyrittäjistä samoin 70-80 % eli noin 1 000 henkilöä ja metsänomistajista 5-10 % eli 10 000-15 000 henkilöä. Tutkinto soveltuu myös muille metsäympäristön kanssa tekemisissä oleville ammatilaisille.

Työryhmä esittää, että metsäalan luonnonhoitotutkinnon tutkintovaatimuksissa sekä opetusaineistoissa painotetaan liito-oravan turvaamisen näkökohtia tässä raportissa esitettyjen asioiden mukaisesti.

# Kannan seurantajärjestelmän kehittäminen

Työryhmä esittää, että liito-oravakannan pitkäaikaisseurannan järjestämiseksi valitaan koko liito-oravan levinneisyysalueen kattava seurantaruuverkosto, joka tarkastetaan määrävuosien välein kannankehityksen ja lajille sopivan elinympäristön määrän selvittämiseksi. Aineistoa voidaan myös käyttää kannankoon arvioinnissa. Maastokartoitukset perustuvat ennalta arvottuihin ja pysyviin ruutuihin, jotka kaikki kartoitetaan samana vuonna. Varsinaista seurantaä edeltää esitutkimus, jossa testataan otantamenetelmää ja ohjeita tietyllä koealueella (esimerkiksi tietty ympäristöhallintojaon alue), sekä koulutetaan maastotyöntekijät ja testataan tarvittavaa maastotyömäärää. Seurannan järjestämisestä, työnjaosta ja resurssoinnista tulee sopia ympäristöministeriön johdolla kaikkien niiden tahojen kanssa, joita seuranta tulee koskemaan.

## 11.1 Kartoitusalue

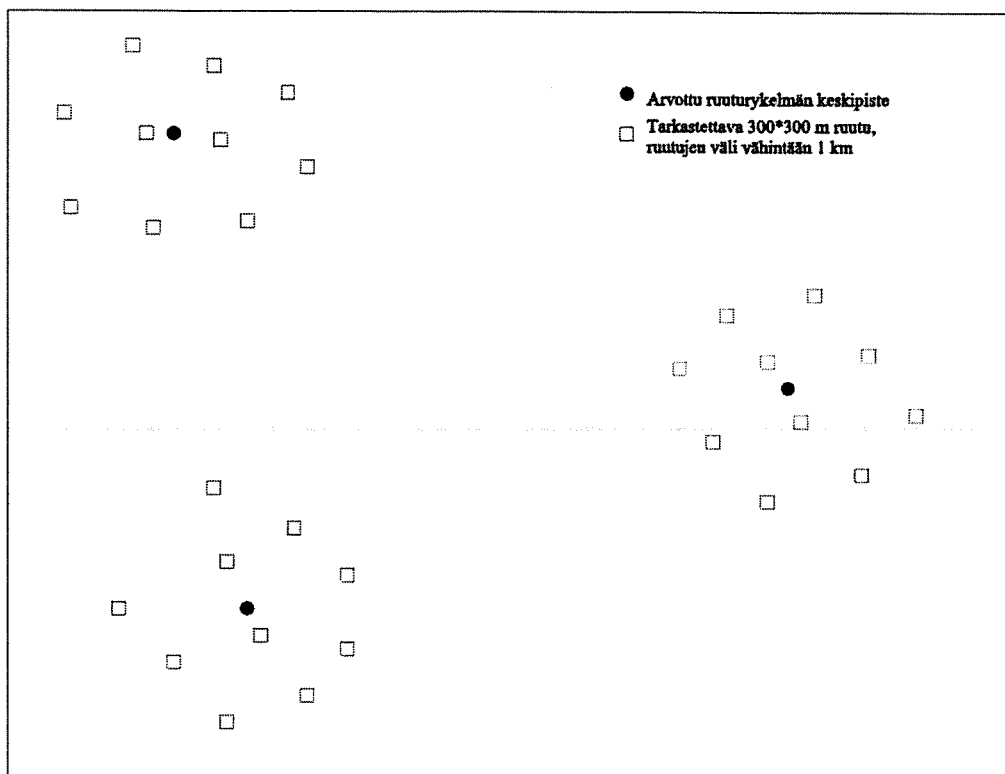
Maastossa kartoitettavan yksittäisen alueen (otantaruu) koko on suhteutettava liito-oravan biologian kannalta mielekkääseen mittakaavaan. Koska naaraiden on havaittu elävän toisistaan erillisillä elinpiireillä, on naaraan elinpiirin keskikoko luonteva kartoitusalueen koko. Elinpiirin keskikoko oli radiolähetintutkimuksissa 8,3 ha (ks. Kohta 6.3), joten 9 ha:n alue (300 m \* 300 m) lienee sopiva ruutukoko. Tätä suuremman ruudun alueelle mahtuu useita naaraita, mutta eri yksilöiden erottaminen ja yksilömäärän arviointi on mahdotonta. Atlaskartoituksissa käytetyltä 1 km<sup>2</sup>:n otantarudulta yksilömäärän arviointi ei onnistunut luotettavasti. Yhdeksän hehtaarin ruudulle mahtuu keskimäärin yksi naaras, joten myös yhden havainnon voidaan tulkita edustavan keskimäärin yhtä naarasta.

Kartoitusruutujen valinta aloitetaan arpomalla satunnaisesti kartalta piste. Tämän pisteen ympärille arvotaan satunnaisesti 10 kappaletta 9 ha:n pienruutuja (yhteensä 90 ha) siten että pienruutujen etäisyydet toisiinsa ovat vähintään 1 km (Kuva 1). Kilometrin etäisyys varmistaa useimmissa tapauksissa sen, ettei sama yksilö (erityisesti uros) liiku useammalla lähiruudulla. Kukin 9 ha pienruutu sijoitetaan peruskartan perusteella metsämaan alueelle. Mikäli arvonnassa yli puolet pienruudusta osuu veteen, avosuolle, rämeelle, pellolle, sorakuoppaan, tiheään asutulle tai muulle rakennetulle alueelle, paikka hylätään ja arvotaan toinen paikka. Ruuturyhmiä ei tule sijoittaa maastoon päällekkäin. Ruuturyhmiä arvotaan sovitusaluejaon, esim. ympäristöhallinnon aluejaon mukaan niin, että kullakin alueella ruutujen yhteenlaskettu pinta-ala edustaa noin 1-1.5 % koko alueen metsämaapinta-alasta. Lopullinen takseerattava osuus maapinta-alasta määräytyy esitutkimuksessa saatujen tulosten perusteella. Näissä otetaan huomioon käytetty ja siitä arvioitu myöhemmin tarvittava maastotyömäärä sekä ruutumäärän avulla saadun tuloksen luotettavuus liito-oravan esiintymisestä.

## 11.2 Käytännön toteutus

Ruutujen tarkastamisessa toimitaan aikaisempien liito-oravakartoitusten menetelmien mukaisesti (Hokkanen 1996, Liitteet 7-8). Ruutu käydään keväällä läpi ja etsitään liito-oravan talvisia ulostepapanoita puiden, etenkin isojen haapojen ja metsi-

Kuva 1. Yhdeksän hehtaarin (300 m \* 300 m) ruutujen ja ruuturyhmien arpominen ja sijoittaminen maastoon. Ryhmiin 9 ha ruudut valitaan niin että niiden välimatka on vähintään 1 km, maksimietäisyys voi vaihdella.



kön suurimpien kuusten tyviltä. Maastotakseeraukset tehdään lumen sulettua huhtikuun alun ja kesäkuun lopun välisenä aikana. Kun ensimmäiset merkit liito-oravan oleskelusta (ulostepapanat) löytyvät, voidaan niiden etsintä sen ruudun osalta lopettaa. Ruudun alue täytyy kuitenkin kiertää läpi ja rajata kartalle liito-oravalle sopivan, mahdollisesti sopivan ja sopimattoman metsän alue. Tällä saadaan eri maasto(metsä)tyyppien jakauma selville. Takseeraukset tulee ajoittaa jokaisena kartoituskertana samaan vuoden aikaan. Samat valitut ruudut tarkastetaan viiden vuoden välein. Mikäli mahdollista, pienruudun paikka on hyvä merkitä maastoon seuraavien kartoitusten helpottamiseksi.

Ensimmäisen kartoituksen jälkeen uudelleen takseerausten maastotyöt helpottuvat, sillä mikäli liito-oravan ulosteita löytyy vanhastaan tunnetulta paikalta, voidaan etsinnät sen ruudun osalta lopettaa. Ruutu täytyy kuitenkin kävellä läpi, jotta mahdolliset muutokset metsän rakenteessa (esimerkiksi hakkuut) saadaan todettua ja merkittyä kartalle. Seurannan kuluessa saadaan tieto liito-oravan asuttamien pienruutujen lukumäärän (joka vastaa keskimäärin ruuduilla elävien naaraiden lukumäärää) muutoksista sekä ruuduilla tapahtuvan metsän rakenteen muutoksista.

### 11.3 Kannankoon arvionti

Pienistä ruuduista saatua tietoa liito-oravan esiintymisestä voidaan luotettavammin käyttää arvioitaessa Suomessa elävien liito-oravien yksilömäärää. Ruudulla tulkitaan esiintyväksi keskimäärin yksi naaras, ja kun liito-oravan poikasten sukupuolten lukusuhte on noin 1:1, voidaan arvio kannan yksilömäärästä laskea. Kannan kokoa laskettaessa on havaittu yksilömäärä suhteutettava tarjolla olevaan lajille sopivan kuusimetsän pinta-alaan ja sen osuuteen koko alueesta. Kannankoon laskeminen tulee jättää otantamenetelmiin ja tilastotieteeseen perehtyneiden asiantuntijoiden tehtäväksi.



## Liito-orava-arkiston perustaminen

Työryhmä esittää liito-orava-arkiston perustamista. Arkisto olisi tietokanta, josta olisi helposti saatavissa liito-oravan tunnetut esiintymät tietyllä alueella. Sen tarkoituksena olisi toimia vapaasti käytettävänä tietolähteenä ja tietoarkistona metsäalan ammattilaisille ja luonnonsuojeluviranomaisille silloin kun tarvitaan paikkatietoa liito-oravan esiintymisestä tai kun tallennetaan uusia havaintoja yleisesti käytettäväksi. Metsähallitus ja alueelliset ympäristökeskukset ovat tallentaneet jonkin verran liito-oravatietoja SYKE:n ylläpitämään uhanalaisten lajien rekisteriin (ns. UHEX-rekisteri). Arkistoa suunniteltaessa tulee tarkastella, miten UHEX-rekisteriä voidaan hyödyntää, ja jos päädytään erilliseen rekisteriin, täytyy varmistaa sen ja UHEX-rekisterin yhteensopivuus. Tietokantaan tulee lisätä myös WWF:n puitteissa toimineen työryhmän arkiston liito-oravatiedot, jotka ovat nyt yksityisessä hallussa (Paakkonen, Liite 17). Uusien liito-oravahavaintojen kerääminen luonnonharrastajilta voitaisiin järjestää esim. lehtikyselyillä ja Liito-oravayhdistyksen kautta suunnattuna tiedusteluna. Arkiston järjestämisestä, työnjaosta ja resurssoinnista tulee sopia ympäristöministeriön johdolla kaikkien niiden tahojen kanssa, joita arkiston perustaminen ja ylläpito tulee koskemaan.

## **Kiitokset**

Kiitämme Ympäristöministeriötä tutkimusten rahoituksesta, Päivi Erosta ja Jouni Paakkosta atlaskartoituksen alkuun saattamisesta ja Heikki Hokkasta sen raportoinnista sekä lukuisia atlaskartoituksiin osallistuneita harrastajia. Kiitämme myös Pertti ja Risto Sulkavaa, Ralf Wistbackaa ja Jouni Kalmaria pitkäaikaisseuranta-alueidensa uudelleen kartoituksista. Lammin liito-oravasymposion osanottajille kiitos onnistuneesta tapaamisesta. I.K. Hanskin radiolähetinprojektia ovat lisäksi rahoittaneet Emil Aaltosen Säätiö, Ella ja Georg Ehrnroothin Säätiö, Tor ja Maj Nesslingin Säätiö, Oskar Öflundin Säätiö, Suomen Akatemia, Metsähallituksen Etelä-Suomen luontopalvelut ja Helsingin yliopiston populaatiobiologian osasto.

## Kirjallisuus

- Aebischer, N. J., Robertson, A. B. and Kenward, R. E. 1993: Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. – *Ecology* 74: 1313–1325.
- Bendel, P. R. & Gates, J. E. 1987: Home range and microhabitat partitioning of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*). – *J. Mammal.* 68: 243–255.
- Eronen, P. 1991: Liito-oravan (*Pteromys volans*) habitaattivaatimuksista Etelä-Suomessa. – *Lounais-Hämeen Luonto* 78: 80–93.
- Fridell, R. A. & Litvaitis, J. A. 1991: Influence of resource distribution and abundance on home-range characteristics of southern flying squirrels. – *Can. J. Zool.* 69: 2589–2593.
- Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*. – *Wildlife Biology* 4: 33–46.
- Hanski, I. K. 2000: Radio telemetry in the Siberian flying squirrel: results on home ranges and natal dispersal. – *Proceedings of the 15th International Symposium on Biotelemetry*. Painossa.
- Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000: Home-range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. – *J. Mammalogy* 81: 798–809.
- Hokkanen, H. 1996: Liito-oravan kannankehitys ja sen seuranta Suomessa. – Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1982: Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. population in Finland. – *Biol. Conserv.* 23:273–284.
- Kinnunen, J., Mannermaa, R. & Clusius, P. 1998: Liito-oravien esiintyminen Nuuksiossa 1990-luvulla. – *Metsähallitus*.
- Mäkelä, A. 1996a: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. – Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Mäkelä, A. 1996b: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) lisääntymisbiologiasta. – Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Mäkelä, A. 1999: Liito-oravan elinalueet ja elinympäristön määrä Alavudella 1981 ja 1998. – *Luonnon Tutkija* 103: 56–57.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Forsman, J. & Inkeröinen, J. 1997: Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* L. in old-growth forests of northern Finland. – *Ecography* 20: 634–642.
- Reunanen, P. 1998: Liito-orava levinneisyytensä äärilaidalla Pohjois-Suomessa. – *Luonnon Tutkija* 102: 29–30.
- Reunanen, P. & Mönkkönen, M. 2000: Kuinka monta liito-oravaa Suomessa todella on? – Kriittisiä huomautuksia liito-oravan kannanarvioon Suomessa. – *Käsikirjoitus*.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 1999: Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. – *Cons. Biol.* 14: 218–226.
- Selonen, V., Hanski, I. K. & Stevens, P.: Effect of forest fragmentation on landscape use of the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. – *Käsikirjoitus*.
- Sulkava, P. & Sulkava, R. 1993: Liito-oravan ravinnosta ja ruokailutavoista Keski-Suomessa. – *Luonnon Tutkija* 97: 136–138.
- Swihart, R. K., Slade, N. A. & Bergstrom, B. J. 1988: Relating body size to the rate of home range use in mammals. – *Ecology* 69: 393–399.
- Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – *Esipainos* 25.5.2000, Ympäristöministeriö.
- Witt, J. W. 1992: Home range and density estimates for the northern flying squirrel, *Glaucomys sabrinus*, in western Oregon. – *J. Mammalogy* 73: 921–929.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. – Otava, Helsinki.



# Liitteet

Liite 1	Tekstissä Kohdissa 5 ja 6 mainitut taulukot .....	32
Liite 2	Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, <i>Pteromys volans</i> . – Wildlife Biology 4: 33-46 .....	35
Liite 3	Hanski, I. K. 2000: Radio telemetry in the Siberian flying squirrel: results on home ranges and natal dispersal. – Proceedings of the 15th International Symposium on Biotelemetry. Painossa .....	49
Liite 4	Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000: Home-range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel, <i>Pteromys volans</i> . – J. Mammalogy 81: 798-809 .....	55
Liite 5	Liito-orava ja hyvä metsänhoito – Huomisen metsät, Tapio 1998 .....	67
Liite 6	Mäkelä, A. & Kalmari, J. 1999: Liito-oravalle sopivan elinympäristön määrä sekä lajin esiintyminen 900 km <sup>2</sup> tutkimusalueella Alavudella. – Raportti työryhmälle .....	70
Liite 7	Mäkelä, A. 1999: Liito-oravan ( <i>Pteromys volans</i> L.) esiintyminen ja lajille sopivan elinympäristön määrä Alavuden Sulkavankylän tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1998 inventointien perusteella. – Raportti työryhmälle .....	76
Liite 8	Sulkava, R. 1999: Liito-oravaseuranta, Ruovesi – Virrat – Keuruu. – Raportti työryhmälle .....	81
Liite 9	Hokkanen, H., Eronen, P. & Paakkonen, J. 2000: Liito-orava-atlas. – Raportti työryhmälle .....	85
Liite 10	Hanski, I. K. 2000: Liito-oravan esiintyminen Pohjois-Kymenlaaksossa vuosina 1989 – 1999. – Raportti työryhmälle .....	90
Liite 11	Wistbacka, R., Backman, M., Jakobsson, R. & Hellén, S. 2000: Flygekorrens förekomst och biotopval i Jakobstad 1993 och 1999. – Miljövårdsnämnden i Jakobstad .....	91
Liite 12	Reunanen, P. & Mönkkönen, M. 2000: Kuinka monta liito-oravaa Suomessa todella on? – Käsikirjoitus .....	101
Liite 13	Wistbacka, R. 1999: Raportti Luodon ja Kokkolan tutkimuksista. – Raportti työryhmälle .....	103
Liitteet 14-22	Liito-oravasymposion esitelmien tiivistelmät Lammin biologisella asemalla 13. – 14.11. 1999 .....	107
Liite 23	Antero Mäkelän eriävät mielipiteet liito-oravatyöryhmän loppuraporttiin .....	127

Tekstissä Kohdassa 5 mainittu taulukko:			
Kannankehitys eri osatutkimusten alueilla esitetään seuraavissa taulukoissa:			
<b>1. Alavus (Mäkelä, Liite 7)</b>			
	Alueita (metsiköitä)	Asuttuja	Kannankehitys
1981	79	42	
1998	79	26	vähenevä –38%/17 vuotta
<b>2. Keuruu (Sulkava, Liite 8)</b>			
	Alueita (metsiköitä)	Asuttuja	Kannankehitys
1988	150	21	
1998	150	15	vähenevä –29%/10 vuotta
<b>3. Virrat – Ruovesi, pieni aineisto (Sulkava, Liite 8)</b>			
	Alueita/pinta-ala	Asuttuja	Kannankehitys
1993	?	10	
1998	?	8	vähenevä –20%/5 vuotta
<b>4. Liito-orava-atlas (Hokkanen 1996, Liite 9)</b>			
Eteläisen Suomen 77 tarkastettua 1 km <sup>2</sup> ruutua			
	Ruutuja	Asuttuja	Kannankehitys
1986-91	77	19	
1998-99	77	14	vähenevä –26%/n. 12 vuotta
<b>5. Iitti (Hanski, Liite 10)</b>			
	Erillisiä alueita	Asuttuja	Kannankehitys
1989	48	45	
1998-99	48	33	vähenevä –27%/10 vuotta
<b>6. Pietarsaari (Wistbacka ym., Liite 11)</b>			
	Erillisiä alueita	Asuttuja	Kannankehitys
1993	184	54	
1999	184	83	kasvava +35%/6 vuotta

Tekstissä Kohdassa 6 mainitut taulukot:			
<b>Taulukko 1. Radiolähettimillä seurattujen liito-oravanaaraiden (n = 17) ja urosten (n = 17) käyttämien pesien lukumäärät (keskiarvo ± keskihajonta).</b>			
	Kolot	Risupesät	Kaikki
Sukup.	Keskim. ± SD	Keskim. ± SD	Keskim. ± SD
Naaraat	3.6 ± 2.3	1.4 ± 1.4	5.2 ± 2.0
Urokset	4.4 ± 2.4	3.2 ± 2.3	7.8 ± 2.7

Taulukko 2. Tutkimusalueiden pinta-alat (ha), eri maisemakuvioiden osuudet (%) ja maisemakuvioiden kesikoot (ha ± SD) litissä, Nuuksiossa ja Anjalankoskella.											
	Tutkimus- alueen pinta- ala (ha)	Kuusi- metsä	Lehtipuu- metsä	Nuori metsä	Taimik- ko	Siemen- puu- hakkuu	Hakkuu- aukea	Mänty- metsä	Räme	Pelto	Muu avoin
<b>litti</b>	8542	20.1	0.6	9.7	20.8	2.2	6.5	3.3	12	21	4.0
<b>Anjalankoski</b>	1861	21.2	1.4	6.8	15.7	0.2	8.9	5.0	13.1	7.7	20.0
<b>Nuukσιο</b>	1955	36.3	9.7	3.3	2.6	7.8	0.8	26.5	2.1	1.6	9.2
Keskim. maisemakuvioiden koko (ha ± SD)											
<b>litti</b>	7.6 ± 13.5	2.2 ± 3.0	6.6 ± 11.3	7.2 ± 13.1	8.8 ± 11.7	3.5 ± 4.4	7.3 ± 13.7	52.2 ± 89.7	39.5 ± 91.0	7.8 ± 13.9	
<b>Anjalankoski</b>	10.1 ± 23.9	1.4 ± 0.8	2.9 ± 4.5	6.9 ± 13.3	0.7 ± 0.5	3.6 ± 6.6	5.5 ± 6.6	48.8 ± 59.1	28.7 ± 26.0	124.2 ± 93.0	
<b>Nuukσιο</b>	10.7 ± 28.8	3.6 ± 6.3	2.3 ± 2.7	5.0 ± 8.3	4.5 ± 7.1	1.7 ± 2.0	5.0 ± 6.8	1.8 ± 1.4	4.5 ± 3.3	5.8 ± 13.2	

Taulukko 3. Radiolähetimillä varustettujen liito-oravien yöllisten havaintojen osuudet (keskiarvo % ± SD) eri maisemakuvioissa eri tutkimusalueilla (Selonen ym., käsikirj.).										
	Kuusi- metsä	Lehtipuu- metsä	Nuori metsä	Taimikko	Siemen- puuhakkuu	Mänty- metsä	Hakkuu- aukea	Räme	Pelto	Muu avoin
litti										
urokset	81.8 ±	1.9 ±	4.2 ±	4.4 ±	5.2 ±	1.5 ±	0.8 ±	0.4 ±	0	0
(n = 12)	12.9	6.0	6.6	4.6	9.4	3.0	1.8	0.8	0	0
naaraat	87.4 ±	5.2 ±	2.3 ±	3.6 ±	0.5 ±	0	1.1 ±	0	0	0
(n = 11)	16.5	17.1	4.8	4.8	1.6	0	2.9	0	0	0
Anjalankoski										
urokset	61.7 ±	17.6 ±	15.9 ±	3.1 ±	0	0	0.5 ±	0.4 ±	0	0
(n = 6)	22.8	16.1	8.1	3.6	0	0	1.2	0.9	0	0
naaraat	56.7 ±	20.6 ±	15.9 ±	4.6 ±	2.3 ±	0	0	0	0	0
(n = 6)	16.7	13.6	10.1	9.7	3.2	0	0	0	0	0
Nuuk시오										
urokset	32.5 ±	60.4 ±	1.8 ±	1.8 ±	0.6 ±	2.9 ±	0	0	0	0
(n = 2)	8.9	18.9	2.5	2.5	0.8	4.2	0	0	0	0
naaraat	42.6 ±	48.8 ±	3.1 ±	2.7 ±	0	2.9 ±	0	0	0	0
(n = 6)	29.8	36.4	3.9	6.6	0	3.1	0	0	0	0

**Taulukko 4. Liito-oravien käyttämät maisemakuviot järjestettynä suosituimmasta vähemmän suosittuun yhdistetyssä aineistossa ja erikseen kolmella tutkimusalueella.** Analyysinä käytettiin Aebischer'in ym. (1993) esittämää menetelmää (compositional analysis). Analyysissä järjestetään eri maastokuviot niiden käytön ja saatavuuden mukaan järjestykseen suosituimmasta vähiten tai ei ollenkaan suosittuun. Samalla testataan mahdolliset tilastolliset erot maisemakuvioiden käytön välillä. Eri kirjaimet maisemakuvioiden nimien lopussa osoittavat tilastollisesti merkitsevää eroa ( $p < 0.05$ ) kuvioiden välisessä suosituimmuudessa niin että, kun sama kirjain esiintyy kuvioiden nimissä, niiden välisessä suosituimmuudessa ei ole eroa. Esimerkiksi siemenpuuh.bc eroaa tilastollisesti merkitsevästi muista kuvioista paitsi niistä joissa esiintyy kirjain b tai c (Selonen ym., käsikirj.).

#### Maisemakuvioiden käytön suosituimmuus elinpiirillä

##### Alueet yhdessä

urokset (n = 20) kuusim.<sup>a</sup> > lehtim.<sup>a</sup> > nuori m.<sup>b</sup> > siemenpuuh.<sup>c</sup> > taimikkob<sup>d</sup> > hakkuuaukea<sup>d</sup>  
naaraat (n = 23) lehtim.<sup>a</sup> > kuusim.<sup>b</sup> > nuori m.<sup>bc</sup> > siemenpuuh.<sup>c</sup> > taimikko<sup>d</sup> > hakkuuaukea<sup>f</sup>

##### litti

urokset (n = 14) kuusim.<sup>a</sup> > siemenpuuh.<sup>a</sup> > nuori m.<sup>b</sup> > taimikko<sup>bc</sup> > hakkuuaukea<sup>c</sup>  
naaraat (n = 11) kuusim.<sup>a</sup> > taimikko<sup>b</sup> > hakkuuaukea<sup>b</sup>

##### Anjalankoski

urokset (n = 6) kuusim.<sup>a</sup> > nuori m.<sup>a</sup> > lehtim.<sup>a</sup> > taimikko<sup>b</sup> > siemenpuuh.<sup>bc</sup> > hakkuuaukea<sup>c</sup>  
females (n = 6) lehtim.<sup>a</sup> > kuusim.<sup>a</sup> > nuori m.<sup>a</sup> > siemenpuuh.<sup>a</sup> > taimikko<sup>b</sup> > hakkuuaukea<sup>c</sup>

##### Nuoksio

naaraat (n = 6) lehtim.<sup>a</sup> > kuusim.<sup>a</sup> > nuori m.<sup>b</sup>



## Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel *Pteromys volans* in managed forests

Ilpo K. Hanski

Hanski, I.K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel *Pteromys volans* in managed forests. - Wildl. Biol. 4: 33-46.

The flying squirrel *Pteromys volans* is an arboreal rodent and inhabitant of Palearctic boreal forests. In Finland, the flying squirrel has been classified as a declining species which needs to be monitored. I studied home ranges, habitat use and nocturnal activity of eight adult flying squirrels by radio tracking in fragmented coniferous forests in Finland during June - December, 1996. Average home-range size of the flying squirrel measured by the 100% MCP was 6.5 ha. In summer, the average size of the 95% cluster area was 2.3 ha and the 80% core area 0.5 ha. The core areas represented only 7.8% of the 100% MCP area and were composed of 2-6 separate patches in the home ranges of individual squirrels. Radio-tagged squirrels used several nests, both old woodpecker cavities and dreys for nesting and diurnal roosting. The combined density of all deciduous tree species was significantly greater in the 80% core areas than within the 100% MCP in the summer data set. In the polychotomous logistic regression model the great canopy cover, high densities of alders *Alnus incana* and *A. glutinosa* and aspen *Populus tremula* significantly explained the ranked utilisation classes (utilisation rank from highly used areas to least used areas: 80% core - 95% cluster - 100% MCP). The three most abundant deciduous trees species (birches *Betula pendula* and *B. pubescens*, aspen, alder) constituted 87% of trees used by squirrels in summer. Flying squirrels were found in aspens more often than expected according to their availability. The results show a clear preference for deciduous trees and a preference for the parts of home ranges with higher densities of alders and aspen. The flying squirrel seems to be capable of using several cover types, including young forest stands, as foraging and moving areas and are able to move across semi-open clear-cut areas.

**Key words:** flying squirrel, habitat use, home range, *Pteromys volans*, radio tracking, red-list species

Ilpo K. Hanski, Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology, P.O. Box 17, FIN-00014 University of Helsinki, Finland - e-mail: Ilpo.Hanski@Helsinki.fi

Received 2 June 1997, accepted 1 December 1997

Associate Editor: Henrik Andrén

During the past century, boreal forests (taiga) have been subjected to intensive changes due to forest management practices (e.g. Hunter 1990, Kuusela 1990). Forest management has altered the structure

of forests, for example, enhanced fragmentation, drastically reduced the area of old, primeval forests, favoured monocultures, changed natural dynamics, e.g. interrupted forest fires followed by natural suc-

cession (e.g. Pastor & Mladenoff 1992, Haila 1994, Syrjänen, Kalliola, Puolasmaa & Mattson 1994). In general, forest management causes both habitat loss and fragmentation and depending on the intensity, creates a mosaic of forest patches varying in size and degree of isolation (Esseen, Ehnström, Ericson & Sjöberg 1992, Gardner, Turner, Dale & O'Neill 1992, Andrén 1994). Changes in forest structure have had detrimental effects on forest dwelling species. For example, several species of birds, e.g. Siberian jay, Siberian tit and most woodpecker species, preferring primeval forests (Järvinen, Kuusela & Väisänen 1977, Helle & Järvinen 1986, Virkkala 1987, 1991, Angelstam & Mikusinski 1994) have declined, and insects specialised for living in decaying wood have become threatened or extinct (Rassi, Kaipainen, Mannerkoski & Ståhls 1992, Siitonen & Martikainen 1994, Berg, Ehnström, Gustafsson, Hallingbäck, Jonsell & Wesli 1995).

In Finland, the forest management practices have favoured spruce *Picea abies* and pine *Pinus sylvestris* monocultures, where dead trees and deciduous trees are much less abundant than in primeval forest (Heliövaara & Väisänen 1984). In addition, selective removal of aspen, the most common cavity-forming tree, from coniferous forests has probably reduced the availability of nest sites for cavity-nesting birds and mammals.

The flying squirrel *Pteromys volans* L. is an inhabitant of coniferous boreal forest and its distribution extends from Finland to eastern Siberia and Japan (Ognev 1966). In western Europe the flying squirrel occurs only in Finland and in small numbers in the Baltic countries. It is mostly nocturnal and arboreal, roosting and nesting in tree cavities and dreys (nests on tree branch made of twigs, mosses and lichens). The food of the flying squirrel mainly consists of the leaves of deciduous trees in summer, and catkins of birch and alder supplemented with buds of both coniferous and deciduous trees in autumn and winter (Mäkelä 1996). In autumn, it stores catkins in tree or rock cavities and on branches of spruces (Sulkava & Sulkava 1993). In Finland, the flying squirrel population has declined during recent decades (Hokkanen, Törmälä & Vuorinen 1982). Therefore, in the Red Data Book, the flying squirrel has been classified as a declining species with a need for monitoring its population abundance (Rassi & Väisänen 1987, Rassi et al. 1992). In the Habitat Directive of the European Communities the flying squirrel has been classified as a priority species and it belongs to the

category of species whose conservation requires the designation of special areas for conservation (Council Directive 1992).

Despite the threatened status of the flying squirrel, no quantitative data on their home ranges, movements or habitat use exist. Studies performed so far describe the habitat structure of sites occupied by flying squirrel, which mostly have been identified on the basis of faeces left under the trees during the non-breeding season (Eronen 1991). Knowledge on home-range size and movements of the animals are essential for determining the scale in which an individual animal perceives the landscape it is inhabiting, and how movements of an animal are affected by the heterogeneity of the landscape (Johnson, Wiens, Milne & Crist 1992, Wiens, Stenseth, van Horne & Ims 1993, Ims 1995). Furthermore, it is not known, what the minimum habitat requirements of the flying squirrel are, or what the tree-species composition, age and density of different tree species in the forest characteristic of an acceptable home range would be. Finally, in connection with habitat structure, it is not known which large-scale landscape structures could maintain a viable flying squirrel population. Both habitat-patch or home-range scale habitat structure and landscape-scale physiognomy and composition may affect the dynamics and persistence of animal populations (e.g. see Dunning, Danielson & Pulliam 1992).

By radio tracking individual flying squirrels I studied home range, habitat use and nightly activity at the home-range scale. This is the first time the spatial behaviour of flying squirrels outside their dens has been studied. Comparable radio-tracking studies on two smaller species of flying squirrels belonging to the genus *Glaucomys* have been done in North America (e.g. Bendel & Gates 1987, Fridell & Litvaitis 1991, Witt 1992).

My objectives were to investigate: 1) the home-range sizes and the scale of movements in the flying squirrel in the heterogeneous forest mosaic, and how flying squirrels view the landscape in their home ranges (i.e. fine or coarse grained); 2) the microhabitat use within the home range, i.e. how do tree-species composition and forest structure influence their choice of microhabitat. The general goal is to gather data on the habitat requirements of the flying squirrel which could be applied in forest management, and on how intensive management practices could be used simultaneously with maintaining the minimum habitat requirements of flying squirrels.

## Methods

### Study area

The study was done in Iitti, southern Finland (60°55'N, 26°30'E) in managed coniferous forests in 1996. The flying squirrels were tracked in five separate sites within an area of ca 80 km<sup>2</sup>. The density of flying squirrels is low and occupied forest stands are scattered over the large area. Phytogeographically the area lies in the south-boreal zone (Ahti, Hämet-Ahti & Jalas 1968). The mean temperatures of the warmest month (July) and the coldest month (January) are +17°C and -9°C, respectively. The snow cover (maximum average: 50 cm) lasts from mid-November to the last half of April. The spruce-dominated forests are owned by private landowners and intensively managed. In the mature stage, spruce forests reach a height of 25-28 m. Forests in the study area are fragmented to 0.2-116 ha stands (mean 8.4 ha, median 3.4 ha) surrounded by clear-cuts, sapling stands, and young forests of various age, and to a lesser extent, by pine bogs. Large continuous forests and primeval old-growth forests are lacking. The only exception is one 20-ha old-growth forest stand close to natural condition. Forest stands are dominated by Norway spruce *Picea abies* with a mixture of Scots pine *Pinus sylvestris* and deciduous trees, mainly birches *Betula pendula* and *B. pubescens*, aspen *Populus tremula* and alders *Alnus incana* and *A. glutinosa*.

### Capturing and radio tracking

Eight adult flying squirrels (four males and four females) were captured from their roosting or nesting cavities and fitted with radio-collars from Biotrack, UK. The radio-collars weighed 5.6 g representing 4.0-5.4% of the body weight of males and 3.3-3.8% of females. Capturing took place in June in five sites that were separated from each other by several kilometres. Each study site was marked in the field with coordinates in a 25-m grid to facilitate the location of observations.

Radio-collared flying squirrels were located once a night starting at half an hour after sunset, 3-5 times a week during summer (June - August) and 2-3 times a week during autumn (September - December). The tracking period coincided with the time of rearing young (at least two females had young), but not with the spring mating period. One radio-tagged animal (female no 472) was killed by an unknown predator (probably a goshawk *Accipiter gentilis*) at the end of

August. Therefore, the data on autumn home ranges come from seven individuals. During tracking, I followed the signal using a portable RX-81 receiver and a 2 or 4-element Yagi antenna until I was within 15-20 m of the animal. When an approximate position of the squirrel was found, I took bearings from several directions around the site until the animal was located in a single tree, or a small group of trees if they were growing side by side. The site was marked and the exact location (fix) was measured from the nearest grid point afterwards in daylight. The range of radio signals was up to 1 km and the battery life time of the collars was 6-7 months.

In summer, flying squirrels leave their nests or diurnal roosting sites soon after sunset and return before sunrise (Hokkanen, Törmälä & Vuorinen 1977, Törmälä, Vuorinen & Hokkanen 1980, pers. obs.). Therefore, in the analyses, the fixes of subsequent nights were considered as independent observations.

In addition to nocturnal tracking, I checked the locations of radio-tagged animals in daylight at least once a week to keep track of their nesting and roosting sites and to determine if squirrels were active in daylight. The cavity or drey used by a female for rearing or potentially rearing young was defined as a nesting site, and nests used by males throughout the year and/or by females outside the young-rearing period were defined as diurnal roosting sites. When calculating home ranges only the fixes of animals outside their dens were included. When tracking, I did not seem to disturb the animals, because in almost all cases the animal stayed in the tree where it was first located, and when seen, it appeared to be undisturbed and continued foraging in the foliage.

### Home-range analyses

Home ranges were analysed using the Ranges V computer package (Kenward & Hodder 1996). When the home-range sizes are presented, it is essential to give the method by which the areas were calculated. Different methods give different results (Kenward 1987, White & Garrott 1990). I present the results of three principal methods: minimum convex polygons (MCP), harmonic mean, and clustering technique (see Jennrich & Turner 1969, Dixon & Chapman 1980, Kenward & Hodder 1996). First, I used the total number of fixes to calculate the 100% minimum convex polygons to represent the area that is within the range of the animal's movements and the 95% MCPs and the 95% harmonic mean estimates which

are more comparable with the results of other home-range studies on mammals (e.g. Fridell & Litvaitis 1991, Kauhala, Helle & Taskinen 1992, Witt 1992). Second, I used the clustering technique to define areas of high and low-frequency use (Kenward & Hodder 1996) and as a basis of habitat analyses performed separately with the data from summer and autumn months, respectively.

The 100% minimum convex polygon was calculated using all animal locations, thus also including outlying fixes in the margins of the area utilised by an animal. The 100% MCP overestimates the home-range size, but is useful to border an area that is potentially usable for an animal. When 5% of outlying fixes furthest from the arithmetic mean position of all fixes were excluded, the 95% MCP was formed. Finally, the harmonic mean estimate of the home range area was calculated. The 95% MCP and 95% harmonic mean are common methods of estimating an animal's home range (Fridell & Litvaitis 1991, Witt 1992).

By clustering fixes based on their nearest-neighbour distances, I calculated three distribution categories from the summer data set. First, by including 80% of the fixes, I defined core areas of home-range utilisation distribution. Second, the 95% cluster area was calculated. The 95% cluster and the 95% MCP differ from each other: the 95% MCP is a uniform area where only outliers have been left outside, whereas the 95% cluster may consist of several patches depending on the distances between fixes. Third, all fixes were included to form a 100% minimum convex polygon (see above). Definition of the 80% cluster as a core area is based on the shape of the utilisation distribution curve (Fig. 1). If fixes are clumped, i.e., animal locations are concentrated in one or several separate patches, the clustering technique produces a utilisation-distribution curve with a discontinuity point. In these data, at the point of 80% utilisation, the slope of the curve steeply rises and the standard deviation increases (see Fig. 1).

In the summer data, I define 80% core areas, 95% cluster areas (excluding 80% core areas) and 100% MCP (excluding both 80% and 95% areas) as home-range utilisation classes. They indicate preferred areas of high-frequency use, areas of low-frequency use and areas of only marginal use, respectively. In the autumn data the number of fixes was too low (<30 fixes, see Kenward & Hodder 1996) to cluster fixes to form the same usage classes as in the summer data. Only 100% MCP and 95% cluster areas were

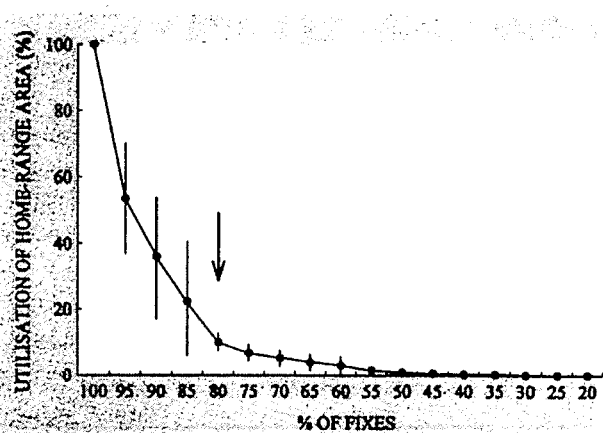


Figure 1. Utilisation distribution of the flying-squirrel home ranges ( $N = 8$ ). Black dot = mean, vertical bar =  $\pm$  SD, the arrow indicates the discontinuity point where the core area (80% utilisation) was selected.

calculated. In any case the number of fixes was too small to calculate any reliable home-range sizes in autumn and I only use autumn locations to calculate the whole home-range area and to depict the area in which animals were active during autumn. To quantify the scale of movements I calculated the distance of the nocturnal location to the nest known to be used for nesting or diurnal roosting by the focal squirrel.

### Habitat analyses

On the basis of summer data, the habitat structure was measured within three utilisation classes of the home ranges: 1) within the 80% core area, 2) within the 95% cluster area excluding core areas, and 3) within the 100% minimum convex polygon excluding both 80% and 95% areas; on the basis of autumn data habitat structure was measured within the 95% cluster. Habitat description was done by measuring vegetation structure in randomly selected, 10-m radius plots ( $314 \text{ m}^2$ ) set up in each utilisation category. When setting up sampling plots, the coordinates of the mid point of the plot were calculated by the random number generator. Within each plot, I measured the following vegetation variables: the number of live and dead trees, the size of six tree species (pine, spruce, birch, aspen, alder and other deciduous trees) by four size categories defined according to diameter at breast height (dbh) ('small': 5-10 cm, 'medium': 10-20 cm, 'large': 20-45 cm, 'very large': >45 cm), the number of deciduous and coniferous shrubs (<5 cm dbh), tree height, canopy cover estimated from five points with 10% resolution, and the number of trees with cavities.

Depending on the individual squirrel, the areas of

different utilisation classes varied in size (see Table 1 and Fig. 2), which influenced my vegetation-sampling design. In the 80% and 95% areas, I set up one vegetation-sampling plot/0.2 ha, so that when, for example, the 80% area consisted of separate patches which were smaller than 0.2 ha, each patch received at least one sampling plot. I did not set up sampling plots in open area or low sapling stands which are entirely useless for the flying squirrel, and if the area was large, I restricted the total number of plots to the maximum of 15 per utilisation class. Depending on the squirrel, the number of sampling plots was 4-8 in the 80% core, 4-10 in the 95% cluster and 4-15 in the 100% MCP area.

In the habitat data, there were only a few trees in some tree-size categories. Therefore, I combined: 1) 'large' and 'very large' trees in all tree species; 2) 'medium' and 'large' alders; and 3) all other deciduous trees to a single size class, respectively. In vegetation sampling plots I found only 33 dead trees (>20 cm dbh) among 3,719 live trees (0.9%) and only two trees with cavities. They were omitted from the analyses. As a measure of canopy cover, the mean of five cover estimates was used. From the remaining 19 habitat variables (shown in Fig. 4), I calculated mean values for each home-range utilisation class and these were used in the statistical tests.

Statistics

The habitat data were analysed: 1) univariately by comparing single habitat variables among home-range utilisation classes by non-parametric Friedman one-way ANOVA for dependent samples, and 2) by calculating the stepwise polychotomous logistic regression model (PLR). The polychotomous logistic

regression allows an ordered categorical variable as a dependent variable. The categories of the dependent variable can be ranked in order, in my case the habitat-utilisation classes were ranked according to the intensity of their use (the core area was given the highest rank,  $i = 3$ , and the 100% MCP the lowest,  $i = 1$ ) and were explained by independent habitat variables. I used the following habitat variables: density (trees/sampling plot) of pines, spruces, birches, aspens and alders with a ddb of more than 10 cm, tree height (m), density of deciduous and coniferous shrubs and canopy cover (arcsin-transformed percentage values). The PLR models the probability that a site belongs to the utilisation class  $i$  as a function of the vegetation measurements of the area (for a detailed description of the structure of the PLR model, see Leinonen & Rita 1995). The PLR does not make any assumptions about the multivariate distributions of the independent variables (for details of the method and its use in radiotelemetry and habitat data, see North & Reynolds 1996). The parameters of the polychotomous logistic regression model were calculated by BMDP statistical software (procedure PR; Dixon 1993).

Results

The location data of flying squirrels were analysed first, by combining all fixes from the entire tracking period and second, separately for the summer (June - August) and autumn (September - December) data sets. The number of fixes obtained per radio-tagged animal outside the nest was 28-41 in the summer and 15-20 in the autumn data sets (Table 1) and for the

Table 1. Home-range size (ha) of eight adult flying squirrels from June to December 1996, and during summer (June - August) and autumn (September - December). Number of fixes = number of night-time locations, 100% MCP = area of minimum convex polygon including all fixes, 95% MCP = area including 95% of fixes. 95% cluster = cluster area that includes 95% of fixes, 80% cluster = core area that includes 80% of fixes. Note that the autumn fixes are missing for squirrel no 472.

Squirrel no	Sex	Home-range size (ha) June - December				Summer home-range size (ha) June - August				Autumn home-range size (ha) September - December		
		Number of fixes	100% MCP	95% MCP	95% Harmonic mean	Number of fixes	100% MCP	95% cluster	80% cluster	Number of fixes	100% MCP	95% cluster
551	♂	48	14.0	13.9	16.7	33	14.0	5.1	1.03	15	0.6	0.14
322	♂	51	16.6	15.0	14.2	31	13.8	4.3	1.32	20	10.6	4.9
362	♂	51	3.8	2.4	2.8	34	3.4	2.1	0.13	17	1.2	0.3
571	♂	46	3.5	3.0	3.8	28	3.1	2.4	0.42	18	1.0	1.0
462	♀	53	5.6	4.6	5.5	37	5.1	1.1	0.39	16	2.3	0.7
472	♀	41	4.6	4.1	5	41	4.6	1.0	0.14	-	-	-
447	♀	58	4.0	3.4	4.2	39	3.1	0.9	0.18	19	1.5	0.9
301	♀	57	3.0	2.1	3	41	3.0	1.7	0.36	16	1.0	0.7
Mean ± SD			6.9 ± 5.3	6.1 ± 5.2	6.9 ± 5.4		6.3 ± 4.8	2.3 ± 1.6	0.50 ± 0.44		2.6 ± 3.6	1.2 ± 1.6

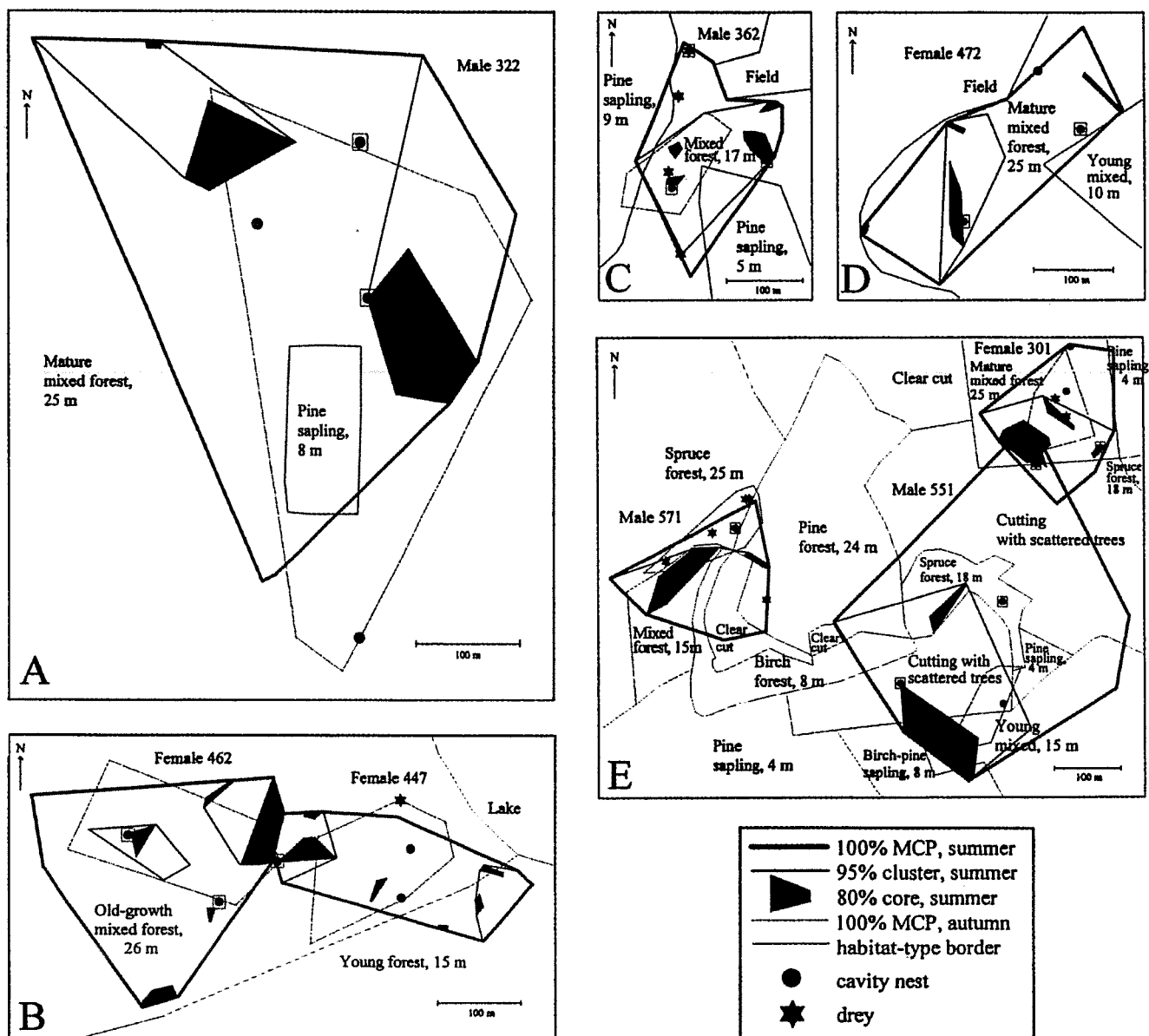


Figure 2. Home-range maps of eight flying squirrels. The sub-figures A-E depict separate tracking areas and indicate the location of home ranges in relation to forest cover type. The borders of the cover types are indicated by thin lines and the mean height (m) and type of the cover are given. Home-range boundaries were not drawn across fields. An open square around a nest symbol indicates that the nest was used >90% of time during summer.

combined data 41-58 fixes per squirrel (see Table 1). There was no significant correlation between the number of fixes and 95% MCP ( $r = -0.132$ ,  $N = 8$ ).

During daylight hours in summer flying squirrels were encountered outside their dens only twice out of 92 checks. At night they were in their dens 38 times out of 322 (12%) in summer and 91 times out of 212 (43%) in autumn. When squirrels were outside their nests at night, they were encountered in trees in all cases ( $N = 405$  fixes) and when seen, they were foraging on leaves.

### Home ranges

Home-range sizes of flying squirrels measured by the 100% minimum convex polygons ranged from 3.0 to 16.6 ha and sizes of the 95% MCP from 2.1 to 15.0 ha (see Table 1). The home ranges of the 95% harmonic mean were 2.8-16.7 ha (see Table 1). In summer the 95% cluster areas ranged from 0.9 to 5.1 ha and the 80% core areas from 0.13 to 1.32 ha (see Table 1). The core areas represented  $3.0\text{--}13.5\%$  (mean  $7.8 \pm 3.7\%$ ) of the 100% MCP area. The core area of a squirrel's home range was not a uniform

patch, but instead, depending on the individual, was composed of 2-6 separate patches (Fig. 2). Similarly, the 95% cluster areas were not always uniform either.

Males seemed to have slightly larger home ranges (mean of 95% MCP area  $8.6 \pm 6.9$  ha in males and  $3.6 \pm 1.1$  ha in females), but the difference was not statistically significant due to large individual variation and small sample size (Mann-Whitney,  $U = 10.0$ ,  $N_1 = 4$ ,  $N_2 = 4$ ,  $P = 0.343$ ). So far, the sample sizes are too small to study variation in home-range size among individuals, sexes, study sites or habitats.

During the tracking period from June to December radio-tagged animals used several nests for breeding and/or roosting (Table 2, see Fig. 2). All individuals used old woodpecker cavities in aspens and five out of eight squirrels additionally used dreys in coniferous trees. All but one of the dreys were in spruces. It is not known whether flying squirrels construct their dreys themselves or whether they only use old red squirrel *Sciurus vulgaris* dreys. One anecdotal observation indicates that they may build their own nests. Squirrel no 362 was seen beside a small drey and two days later the nest had grown bigger, apparently extended by the flying squirrel. Of the summer nests, eight were located in the 80% core area or very near it, one in the 95% cluster area and six in the 100% MCP (see Fig. 2). Only one squirrel (no 571) used dreys in winter, i.e. from October onwards.

When outside the nest, the flying squirrels were, on average, 112 m (range 0-326 m) from the nest in summer and 81 m (range 0-428 m) in autumn (see Table 2, Fig. 3). Zero distance means that the squirrel was in the foliage of the nest tree. Exceptionally, male no 322 was once found 1.5 km from his den at night, but by the next day he had returned to his den. This case was omitted from all tests. On average, fly-

Table 2. Number of nests used by flying squirrels in June - December (number of nests used in summer is given in parenthesis) and mean distances (m  $\pm$  SD) of nightly locations from nest during summer (June - August) and autumn (September - December).

Squirrel no	No of cavity nest	No of dreys	Mean distance (m $\pm$ SD)	
			Summer	Autumn
551	4 (2)	1 (1)	93 $\pm$ 91	72 $\pm$ 21
322	5 (2)	0	195 $\pm$ 62	145 $\pm$ 108
362	2 (1)	5 (3)	92 $\pm$ 68	61 $\pm$ 30
571	1 (1)	5 (1)	124 $\pm$ 42	67 $\pm$ 55
462	3 (2)	0	112 $\pm$ 62	83 $\pm$ 57
472	3 (3)	0	101 $\pm$ 55	-
447	3 (1)	1 (-)	131 $\pm$ 97	74 $\pm$ 38
301	2 (1)	4 (2)	64 $\pm$ 52	45 $\pm$ 39
Mean	2.9 (1.6)	2.3 (1.0)	112 $\pm$ 77	81 $\pm$ 66

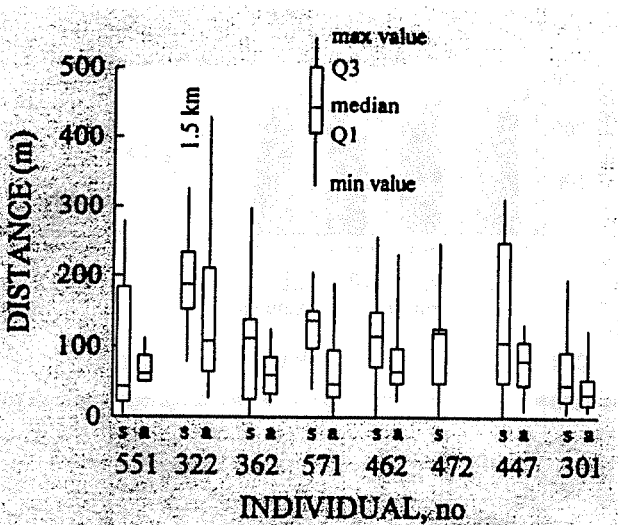


Figure 3. Distances (m) of nocturnal locations of the eight flying squirrels from their nests in summer (s) and autumn (a). The bars indicate minimum values, lower quartiles, medians, upper quartiles and maximum values.

ing squirrels moved significantly longer distances from their dens in summer than in autumn (Wilcoxon signed ranks test,  $T = 0$ ,  $N = 7$ ,  $P = 0.0078$ ; see Table 2 and Fig. 3).

I qualitatively examined the location of home ranges in heterogeneous forest landscapes. Five out of eight squirrels included several cover types, not only mature forests, in their home ranges (see Fig. 2). Most of the animals had their nest sites in mature forest patches but partly foraged and had part of their 80% core areas in young or semi-open stands. Male no 362 was permanently living in a 17-m high, mixed forest stand. One nest tree was located in an open area with scattered trees. Squirrels were found 23 times in trees in semi-open stands, 20 times in young forests  $\leq 15$  m high and 6 times in pine sapling stands  $\leq 9$  m high. The rest of locations (356) were in 17-28 m high forest stands.

### Habitat use

In the habitat analyses, I first tested single habitat variables among utilisation classes in summer and in autumn. None of the measured tree or shrub variables nor tree height differed significantly among the home-range utilisation classes (Friedman one-way ANOVA for dependent samples, P-values of tests varied from 0.085 to 0.930; Fig. 4). I combined all deciduous tree species with a dbh of more than 10 cm



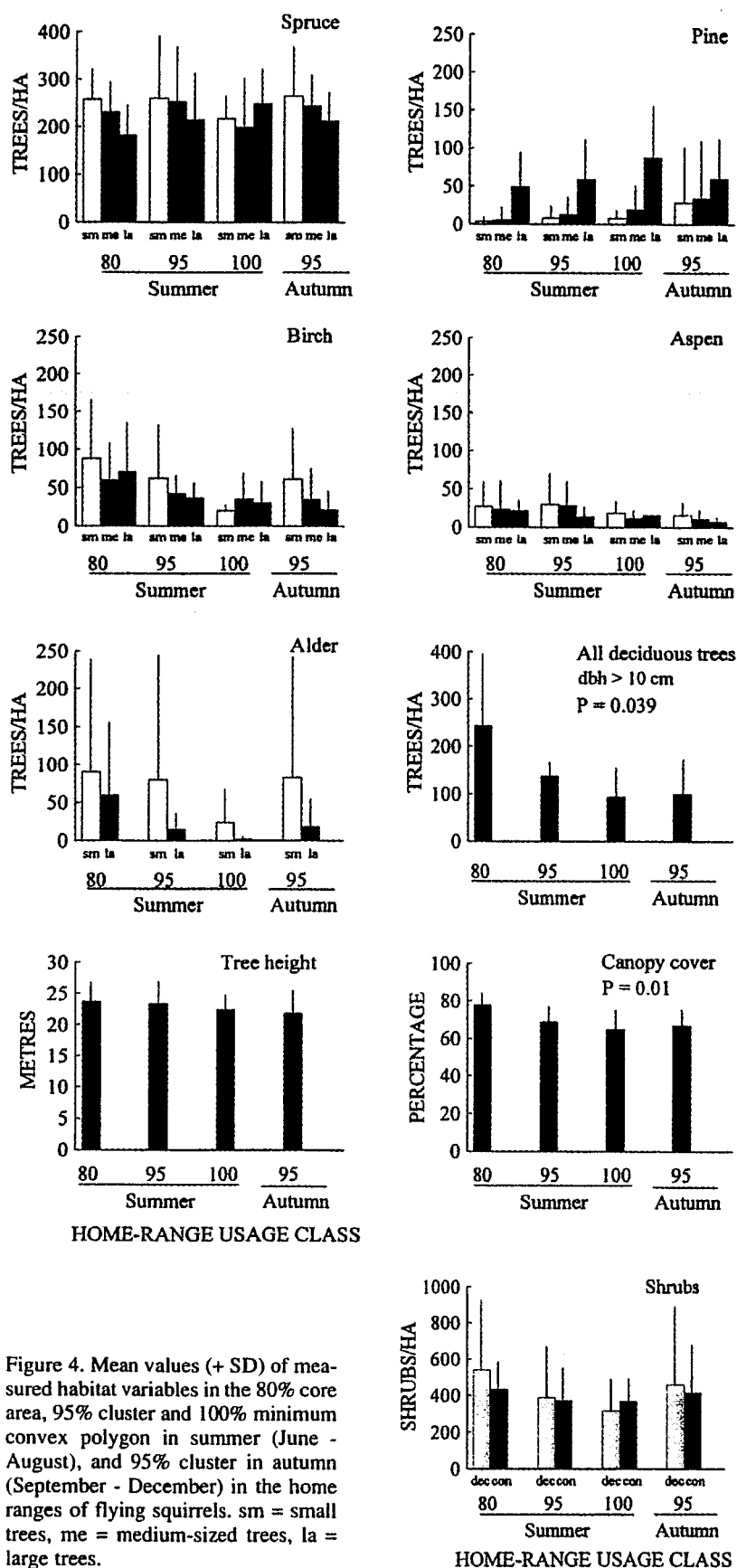


Figure 4. Mean values (+ SD) of measured habitat variables in the 80% core area, 95% cluster and 100% minimum convex polygon in summer (June - August), and 95% cluster in autumn (September - December) in the home ranges of flying squirrels. sm = small trees, me = medium-sized trees, la = large trees.

to form a single variable. In the summer data set, the amount of all deciduous trees differed significantly among usage classes (Friedman,  $\chi^2 = 8.31$ ,  $df = 2$ ,  $P = 0.016$ ): in 80% core areas there were more deciduous trees/ha than in 100% MCPs (non-parametric, *a posteriori* pairwise comparison between groups,  $P < 0.05$ , see Fig. 4). When adding the autumn sample to the test the result was significant ( $\chi^2 = 8.014$ ,  $df = 3$ ,  $P = 0.046$ ), but there were no significant differences in *a posteriori* comparisons. The second variable that differed among classes was the tree-canopy cover ( $\chi^2 = 9.75$ ,  $df = 3$ ,  $P = 0.008$ ; see Fig. 4). In pairwise comparisons, the 80% core area differed significantly from the 95% cluster, the 100% MCP, and the autumn area. The denser canopy cover in the core area can be explained by a significant correlation ( $r = 0.549$ ,  $df = 22$ ,  $P < 0.01$ ) between cover and total number of deciduous trees in summer.

In the polychotomous logistic regression model the canopy cover and the density of alders and aspen significantly explained the habitat-utilisation rank ( $i = 3-1$ ; 3 = 80% core area, 2 = 95% cluster, 1 = 100% MCP; Table 3). The regression coefficients were negative indicating that the values of canopy cover and densities of alders and aspen were lower along the rank in the utilisation classes (see Table 3), i.e. densities were highest in the 80% core areas, second highest in the 95% clusters and lowest in the 100% MCP areas. In the model, the cumulative probability that a randomly selected site falls in the utilisation class  $i$  is denoted by  $\gamma_i(x)$ . The cumulative probabilities were transformed into the logistic scale and modelled using linear regression:



Table 3. Parameter estimates of the stepwise polychotomous logistic regression model and likelihood-ratio  $\chi^2$ -tests. Negative values of regression coefficients indicate the tendency of decreasing values of explaining variables from highly used areas to least used areas (core - 95% cluster - 100% MCP) of the utilisation classes.

Parameter	Coefficient	Likelihood-ratio test		
		df	$\chi^2$	P
$\alpha_1$	11.97			
$\alpha_2$	9.547			
$\beta_1$ Canopy cover	-11.230	1	7.756	0.0054
$\beta_2$ Alder	-1.676	1	6.702	0.0096
$\beta_3$ Aspen	-1.049	1	4.089	0.0432

$$\log\left(\frac{\gamma_i(x)}{1-\gamma_i(x)}\right) = \alpha_1 + \alpha_2 - \beta_1(\text{canopy cover}) - \beta_2(\text{alder}) - \beta_3(\text{aspen})$$

where  $i = 3, 2, 1$ ,  $\alpha_1$  and  $\alpha_2$  are constants and  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  and  $\beta_3$  coefficients of significant habitat variables.

I compared the distribution of trees with a dbh of more than 10 cm used by flying squirrels with the abundance distribution of the same species available

within the 80% core areas of home ranges. First, I compared the three most abundant deciduous tree species (birch, aspen, alder). These species constituted 87% of the trees used by squirrels in summer and 46% in autumn. In the summer, the tree-species distribution used differed significantly from the distribution of available trees ( $\chi^2 = 9.28$ ,  $df = 2$ ,  $P = 0.0096$ ; Fig. 5A). Flying squirrels were found in aspens more often than was expected according to their availability in the 80% core areas. In addition, squirrels were found 20 times (12%) in spruces but only once in a pine. In the autumn data set, the corresponding test was done by comparing the distribution of deciduous trees used with the trees available within the area of 95% clusters (Fig. 5B). The difference was significant ( $\chi^2 = 15.93$ ,  $df = 2$ ,  $P = 0.012$ ), but this time aspens were used less and birches more often than expected. In autumn, however, squirrels were more often found in spruces and pines, 29 (31%) and 21 (22%) times, respectively. When pine was included in the test, the result remained significant ( $\chi^2 = 12.84$ ,  $df = 3$ ,  $P = 0.016$ ; see Fig. 5B). Spruce was not included in the tests because of its superior dominance in all home ranges.

Discussion

Home ranges and movements

Home-range sizes of flying squirrels measured by the 100% minimum convex polygons ranged from 2.2 to 14.7 ha. However, squirrels concentrated their activities on small patches (80% core areas) which represented on average only 7.8% of the 100% MCP area. Home ranges of the Eurasian flying squirrel were fairly equal in size or larger than the home ranges of the North American sister species. Fridell & Litvaitis (1991) reported the 95% MCP home ranges of the southern flying squirrel *Glaucomys volans* to be on average 9.9 ha in males and 3.4 ha in females. Corresponding areas calculated by the harmonic mean method were 16.0 and 7.2 ha. In the northern flying squirrel *G. sabrinus* the minimum convex polygons were on average 3.7 ha (range 3.4-4.2 ha) (Witt 1992). Furthermore, the home ranges of the Eurasian flying squirrel were much smaller than those of the Eurasian red squirrel *Sciurus vulgaris*. Andrén & Delin (1994) reported mean areas of 121.6 ha in males and 23.0 ha in females in Swedish coniferous forests. However, home-range sizes of mammals may vary remarkably even within the same

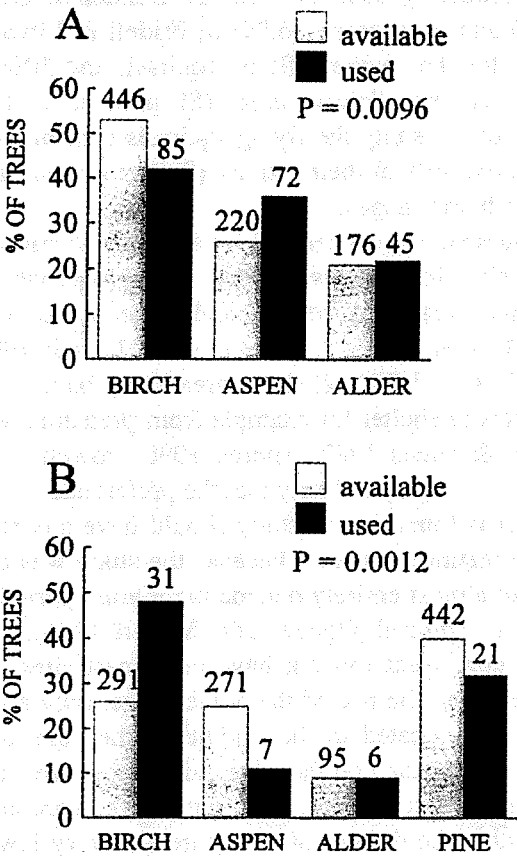


Figure 5. Three most abundant deciduous trees (birch, aspen, alder) used by flying squirrels and the availability of deciduous trees >10 cm dbh, in the 80% core areas in summer, A. The same trees and pine in the 95% cluster areas in autumn, B. Numbers indicate the actual number of trees.

species in different geographical areas, landscapes and habitat types (in Eurasian red squirrel; see Andrén & Delin 1994, Wauters, Casale & Dhondt 1994, Delin 1996) or depending on the time of season or amount of food resources (e.g. Fridell & Litvaitis 1991, Lovari, Valier & Ricci Lucci 1994, Sheperd & Swihart 1995, Powell, Zimmerman & Seaman 1997).

Before my study nothing was known about the distances that flying squirrels move at night from their nests or diurnal roosting sites. It is evident that they are able to move fairly long distances. However, the landscape structure, for example forest fragmentation, may restrict their movements. At present it is not known if they are able to cross large open areas or low sapling stands from one forest patch to another, but at least they can use semi-open areas if there are scattered trees. Flying squirrels can glide more than 60 m (pers. obs.) and do not seem to avoid semi-open areas. They were seen foraging in, and moving across, cut areas with scattered trees. Males nos 551 and 571 regularly foraged in single trees that were left standing in the cut area (see Fig. 2E) and female no 447, who was nesting in an old-growth, mixed forest, regularly moved to forage in a young, thinned stand nearby (see Fig. 2B). Similarly, male no 362 foraged in pine plantations in the autumn (see Fig. 2C). The shorter distances moved in autumn may reflect reduced activity during autumn and winter, and use of food stores. Several mammal species have been reported to maintain smaller home ranges in autumn and winter than during summer (e.g. Slade & Swihart 1983, Sheperd & Swihart 1995) or to reduce their activities when ambient temperatures are low (e.g. Doebel & McGinnes 1974).

At present it is not known how flying squirrels perceive the landscape in the scale of a local population. Data on movements between isolated forest patches or on juvenile dispersal are lacking. However, at the home-range scale, the flying squirrel seems to view the landscape as fine-grained. Levins (1968) defined an environment to be fine-grained if an animal encounters several habitat types in its lifetime and is able to wander among habitat patches in a heterogeneous environment. Although preferring forests (but not only mature forests), the flying squirrels used and included several other cover types in their home ranges. Furthermore, several cover-type patches were found within the scale of the observed nightly movements (300–400 m) of the flying squirrels from the nest. The mean home-range size (6.3 ha) coincides

well with the mean patch size of forests >17 m high (8.4 ha) and young forests (7.7 ha) in the area (I. Hanski, unpubl. data). The definition of the grain size I used differs from that of Addicott, Aho, Antolin, Padilla, Richardson & Soluk (1987), who stated that if an animal in a heterogeneous environment utilises different patch types randomly, i.e. utilises different habitat types in proportion to their availability, the response of an animal is fine grained. Note that recently there have been discussions on the different definitions and the use of grain size in ecology (Norton & Lord 1990, Wiens 1990).

### Home-range and habitat use

Studies on other species of flying squirrels have revealed activity nuclei within home ranges (Baba, Doi & Ono 1982, Bendel & Gates 1987, Fridell & Litvaitis 1991, Witt 1992). However, the definition of the core area differs among studies. Each 25-m square in the study area containing more than 10% of fixes was defined as a core area in the giant flying squirrel *Petaurista leucogenys* (Baba et al. 1982), the area containing 35% of fixes by Bendel & Gates (1987) and on average 36.9% in Fridell & Litvaitis (1991) for the southern flying squirrel, and 50% in the fox squirrel *Sciurus niger* (Sheperd & Swihart 1995). In my study the flying squirrels concentrated a great majority of their activity (80%) in small parts of their home ranges.

An animal can concentrate its activities to particular patches for various reasons: 1) high-activity or preferred areas may have abundant food resources (e.g. Baba et al. 1982, Andrén 1990, Powell 1994, Powell et al. 1997); 2) those areas may have more nest sites or shelter for example from predators (e.g. Bendel & Gates 1987, Andrén 1990, Powell et al. 1997). It is highly unlikely that the preference for the core areas found in my study should have any relation to mating behaviour because the study was carried out almost entirely outside the mating period of the flying squirrel (Ognev 1966, Mäkelä 1996).

The core areas did not have more nest sites, i.e. cavities, than the rest of the home range; only a few nests were located in the middle of the core area, more were located on the edges of the core area, and half of the nests were located outside the core area. Altogether the density of cavity trees is very low in managed forests in southern Finland, which may restrict the nest-site choice of flying squirrels.

If the probability of encountering predators is lower in the core areas, for example due to better

cover, I would have expected the vegetation volume to be higher in the core areas than in the other parts of the home range. This could be a result of the higher density of medium-sized and large spruces (e.g. Andrén 1990) and/or increased tree height. However, this was not the case. The density of spruces or tree height did not differ between the utilisation classes. The only supporting evidence was a denser canopy cover in the core area than in the 100% MCP area, and that the canopy cover was a significant explaining variable in the PLR model. However, this may be equally well explained by the significant correlation between the cover and the total number of deciduous trees in summer. The correlation between cover and spruces ('medium' and 'large' spruces combined) was not significant ( $r = 0.207$ ,  $df = 22$ ,  $P > 0.05$ ). Another aspect against the cover-preference hypothesis is the observed smaller canopy cover (measured after leaf fall) in the autumn areas.

Within the core areas used in summer the combined density of deciduous trees (birches, aspen, alders) was higher than in the 100% MCP area, but there were no significant differences in single tree or other habitat variables among the home-range utilisation classes. However, in the polychotomous logistic regression model the canopy cover and the densities of alders and aspens were significant in explaining the ranked utilisation classes. In summer, the flying squirrels foraged almost exclusively in deciduous trees with a preference for aspen, but in autumn they also used coniferous trees. Hence, the most plausible explanation is that the flying squirrels concentrated their activities in the areas where summer food, especially the densities of alder and aspen, was abundant. However, in addition to providing food, deciduous foliage may offer cover for a foraging squirrel in summer, and therefore, in these data, the cover hypothesis cannot be totally ruled out.

The division of the tracking data into summer and autumn data sets was artificial but the cutpoint at the end of August coincided well with the time when deciduous trees started to lose their chlorophyll and turn yellow simultaneously losing their nutritional value. My habitat-use results show differences in tree-species use between summer and autumn and may indicate a change from summer-time leaf diet to autumn catkin and bud diet (Mäkelä 1996). In autumn, the use of aspen (preferred food in summer) was less frequent, whereas the use of birch and pine was more frequent than expected.

The fact that flying squirrels concentrated their

activities in small core areas does not mean that other parts of the home range are useless. Half of the summer nests and most of the autumn nests were located outside the core areas. However, this may reflect the nest-site choice of woodpeckers rather than that of the flying squirrel, and in fact, in managed forests cavity trees are so few that flying squirrels are forced to use virtually all cavities irrespective of their location. One explanation for the observed separate foraging patches might be that squirrels prefer to forage far from a nest to conceal its location from predators, but no data to support this explanation are yet available.

During the tracking period all flying squirrels changed their nesting sites. Although empirical evidence is lacking, the site changes may reduce the number of ectoparasites or make prey searching by predators more difficult. Apparently, diurnal roosting in cavities is energetically advantageous compared to roosting in dreys and this may be the reason why most squirrels were roosting in cavities from October onwards. Both ectoparasite, predator and energetic explanations may hold true, because flying squirrels had several nests which they used regularly in both cold (Baba et al. 1982) and warm seasons of the year (Bendel & Gates 1987). Giant flying squirrels used dreys only in summer, not in the cold winter (Baba et al. 1982).

### Forest management implications

The results show a clear preference by flying squirrels for deciduous trees, especially the use of aspen in summer and alder and aspen explaining significantly the rank of utilisation classes. In autumn, the flying squirrels also used coniferous trees. Therefore, a prominent mixture of deciduous trees in the coniferous taiga is an essential feature of the flying-squirrel habitat. During recent decades, forest management practices have favoured spruce or pine monocultures (Järvinen et al. 1977, Heliövaara & Väisänen 1984), which alone do not fulfil the habitat requirements of the flying squirrel. The second important feature is the presence of cavities. Although most of the radio-tagged squirrels used dreys as nesting and/or roosting sites, all squirrels regularly used cavities in aspens. The tree cavity may be a safer nest site for young than a drey. The results show that the flying squirrels almost exclusively used cavities in winter. This may indicate that the cavity provides better protection against adverse weather conditions than a drey. In Finland the selective cutting of aspens in forests as a

tree species of low economic value and as a host of a fungal disease of the Scots pine has probably had detrimental effects on the flying squirrel.

As an arboreal mammal, the flying squirrel apparently suffers when areas are clear cut. The size requirements of the home range may prevent the flying squirrel from occupying small, isolated forest stands. At present, in my study area the forests are heavily managed and the mean size of a forest stand is very close to the mean home-range size of the flying squirrel (8.4 ha vs 6.3 ha, respectively).

However, although mostly utilising mature stands, the flying squirrel seems to be capable of using several cover types, including young forest stands, as foraging and moving areas and is able to move across semi-open cutting areas if trees are left standing at some 10-metre intervals. However, at present it is not known if flying squirrels are able to cross stands of low saplings or colonise isolated forest patches. Mature forest stands large enough to fulfil the size requirements of the home range together with a fine-grained mosaic of cover types of different age and tree-species composition may maintain the home-range requirements of a single flying squirrel. However, the dynamics of local subpopulations, the interactions of individuals between them and natal dispersal of flying squirrels need to be studied further.

*Acknowledgements* - the extensive help in the field work done by Henrik Rockas made this study possible. Yrjö Haila, Voitto Haukisalml, Teija Seppä (who also helped in the field), Jørund Rolstad and Paul Stevens gave valuable comments on earlier drafts of the manuscript. I thank the private landowners for permission to use and mark their forests. The Emil Aaltonen Foundation provided financial support. All this assistance is gratefully acknowledged.

## References

- Addicott, J.F., Aho, J.M., Antolin, M.F., Padilla, D.K., Richardson, J.S. & Soluk, D.A. 1987: Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. - *Oikos* 49: 340-346.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in north-western Europe. - *Annales Botanici Fennici* 5: 169-211.
- Andrén, H. 1990: Despotism distribution, unequal reproductive success, and population regulation in the Jay *Garrulus glandarius* L. - *Ecology* 71: 1796-1803.
- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H. & Delin, A. 1994: Habitat selection in the Eurasian red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in relation to forest fragmentation. - *Oikos* 70: 43-48.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 1994: Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. - *Annales Zoologici Fennici* 31: 157-172.
- Baba, M., Doi, T. & Ono, Y. 1982: Home range utilization and nocturnal activity of the giant flying squirrel, *Petaurista leucogenys*. - *Japanese Journal of Ecology* 32: 189-198.
- Bendel, P.R. & Gates, J.E. 1987: Home range and micro-habitat partitioning of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*). - *Journal of Mammalogy* 68: 243-255.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Wesli, J. 1995: Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. - *Conservation Biology* 9: 1629-1633.
- Council Directive 1992: Council Directive 92/43/EEC. - Official Journal of the European Communities, pp. 7-50.
- Delin, A. 1996: Habitat selection, movements and distribution of Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in boreal landscapes in relation to habitat fragmentation. - Licentiate dissertation, Uppsala, 61 pp.
- Dixon, K.R. & Chapman, J.A. 1980: Harmonic mean measure of animal activity areas. - *Ecology* 61: 1040-1044.
- Dixon, W.J. (Ed.) 1993: BMDP Statistical Software Manual. Vol 2. - University of California Press, Berkeley, 1385 pp.
- Doebel, J.H. & McGinnes, B.S. 1974: Home range and activity of a gray squirrel population. - *Journal of Wildlife Management* 38: 860-867.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992: Ecological processes that affect populations in complex landscapes. - *Oikos* 65: 169-175.
- Eronen, P. 1991: Liito-oravan (*Pteromys volans*) populaatiotaatimuksesta Etelä-Suomessa. - *Lounais-Hämeen Luonto* 78: 80-93. (In Finnish).
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. - In: Hansson, L. (Ed.); Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments, Elsevier Applied Science, London, pp. 252-325.
- Fridell, R.A. & Litvaitis, J.A. 1991: Influence of resource distribution and abundance on home-range characteristics of southern flying squirrels. - *Canadian Journal of Zoology* 69: 2589-2593.
- Gardner, R.H., Turner, M.G., Dale, V.H. & O'Neill, R.V. 1992: A percolation model of ecological flows. - In: Hanssen, A.J. & di Castri, F. (Eds.); Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows. Springer-Verlag, New York, pp. 259-269.
- Haila, Y. 1994: Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research, and management. - *Annales Zoologici Fennici* 31: 203-217.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984: Effects of modern

- forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. - *Acta Forestalia Fennica* 189: 1-32.
- Helle, P. & Järvinen, O. 1986: Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. - *Oikos* 46: 107-115.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1977: Seasonal changes in the circadian activity of *Pteromys volans* L. in central Finland. - *Annales Zoologici Fennici* 14: 94-97.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1982: Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. - *Biological Conservation* 23: 273-284.
- Hunter, M.L. Jr. 1990: Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. - Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, 370 pp.
- Ims, R.A. 1995: Movement patterns related to spatial structures. - In: Hansson, R.A., Fahrig, L. & Merriam, G. (Eds.); Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman & Hall, London, pp. 85-109.
- Jennrich, R.I. & Turner, F.B. 1969: Measurement of non-circular home range. - *Journal of Theoretical Biology* 22: 227-237.
- Johnson, A.R., Wiens, J.A., Milne, B.T. & Crist, T.O. 1992: Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. - *Landscape Ecology* 7: 63-75.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977: Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. (In Finnish with English summary: Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland 1945-1975 ). - *Silva Fennica* 11: 284-294.
- Kauhala, K., Helle, E. & Taskinen, K. 1992: Home range of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in southern Finland. - *Journal of Zoology, London*, 231: 95-106.
- Kenward, R. 1987: Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis. - Academic Press, Inc., London, 222 pp.
- Kenward, R.E. & Hodder, K.H. 1996: Ranges V. An analysis system for biological location data. - Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK, 66 pp.
- Kuusela, K. 1990: The dynamics of boreal coniferous forests. - *SITRA* 112, Helsinki, 172 pp.
- Leinonen, K. & Rita, H. 1995: Interaction of prechilling, temperature, osmotic stress, and light in *Picea abies* seed germination. - *Silva Fennica* 29: 95-106.
- Levins, R. 1968: Evolution in changing environments: Some theoretical explorations. - Princeton University Press, Princeton, NJ, 120 pp.
- Lovari, S., Valier, P. & Ricci Lucci, M. 1994: Ranging behaviour and activity of red foxes (*Vulpes vulpes*: Mammalia) in relation to environmental variables, in Mediterranean mixed pinewood. - *Journal of Zoology, London* 232: 323-339.
- Mäkelä, A. 1996: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) lisääntymisbiologiasta. - The World Wildlife Fund Report no 8, Helsinki, pp. 63-66. (In Finnish).
- North, M.P. & Reynolds, J.H. 1996: Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. - *Journal of Wildlife Management* 60: 639-653.
- Norton, D.A. & Lord, J.M. 1990: On the use of 'grain size' in ecology. - *Functional Ecology* 4: 719-720.
- Ognev, S.I. 1966: Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries. Vol. IV. - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 429 pp.
- Pastor, J. & Mladenoff, D.J. 1992: The southern boreal-northern hardwood forest border. - In: Shugart, H.H., Leemans, R. & Bonan, G.B. (Eds.); A system analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 216-240.
- Powell, R.A. 1994: Effects of scale on habitat selection and foraging behavior of fishers in winter. - *Journal of Mammalogy* 75: 349-356.
- Powell, R.A., Zimmerman, J.W. & Seaman, D.E. 1997: Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat and social organization. - Chapman & Hall, London, 203 pp.
- Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (Eds.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. (In Finnish with English summary: Report on the monitoring of threatened animals and plants in Finland). - Committee report, Ministry of Environment, 328 pp.
- Rassi, P. & Väisänen, R. 1987: Threatened animals and plants in Finland. - The Report of the Committee for the Conservation of Threatened Animals and Plants in Finland. - Helsinki, 82 pp.
- Shepherd, B.F. & Swihart, R.K. 1995: Spatial dynamics of fox squirrels (*Sciurus niger*) in fragmented landscapes. - *Canadian Journal of Zoology* 73: 2098-2105.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994: Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185-191.
- Slade, N.A. & Swihart, R.K. 1983: Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in northeastern Kansas. - *Journal of Mammalogy* 64: 580-590.
- Sulkava, P. & Sulkava, R. 1993: Liito-oravan ravinnosta ja ruokailutavoista Keski-Suomessa. - *Luonnon Tutkija* 97: 136-138. (In Finnish).
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in sub-continental Russian European taiga. - *Annales Zoologici Fennici* 31: 19-34.
- Törmälä, T., Vuorinen, H. & Hokkanen, H. 1980: Timing of circadian activity in the flying squirrel in central Finland. - *Acta Theriologica* 25: 461-474.
- Virkkala, R. 1987: Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. - *Annales Zoologici Fennici* 24: 281-294.
- Virkkala, R. 1991: Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: con-

- sequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? - *Biological Conservation* 56: 223-240.
- Wauters, L., Casale, P. & Dhondt, A.A. 1994: Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. - *Oikos* 69: 140-146.
- White, G.C. & Garrott, R.A. 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. - Academic Press, Inc., San Diego,
- Wiens, J.A. 1990: On the use of 'grain' and 'grain size' in ecology. - *Functional Ecology* 4: 720.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993: Ecological mechanisms and landscape ecology. - *Oikos* 66: 369-380.
- Witt, J.W. 1992: Home range and density estimates for the northern flying squirrel, *Glaucomys sabrinus*, in western Oregon. - *Journal of Mammalogy* 73: 921-929.

In: Proceedings of the 15th International Symposium on Biotelemetry.  
In press (2000).

## **Radio Telemetry in the Siberian Flying Squirrel: Results on Home Ranges and Natal Dispersal**

*Ilpo K. Hanski*

Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology, P. O. Box 17,  
FIN-00014 University of Helsinki, Finland, email: Ilpo.Hanski@Helsinki.Fi

### **ABSTRACT**

The Siberian flying squirrel is a herbivorous, nocturnal and arboreal rodent living in Eurasian boreal coniferous forests. In total 53 adult and 22 juvenile flying squirrels were radio tracked in southern Finland in 1996 – 1998. Each animal was fitted with a radio-collar and tracked with a portable receiver. Presented here are the methods used in capturing and tracking together with the home-range size of adults and natal dispersal of juveniles.

### **INTRODUCTION**

The Siberian flying squirrel, *Pteromys volans* L., is an inhabitant of coniferous boreal forest and its distribution extends from Finland to eastern Siberia and Japan (Ognev 1966, Wilson and Reeder 1993). In Western Europe the flying squirrel occurs only in Finland and in small numbers in the Baltic countries. It is mostly nocturnal and arboreal, roosting and nesting in tree cavities and dreys (nest on tree branch made of twigs, mosses and lichens). The food of the flying squirrel mainly consists of the leaves of deciduous trees in summer, and catkins of birch and alder supplemented with buds of both coniferous and deciduous trees in autumn and winter (Mäkelä 1996). In autumn it stores catkins in tree or rock cavities and on branches of spruces (Sulkava and Sulkava 1996).

In Finland the flying squirrel population has declined during recent decades (Hokkanen et al. 1982). Therefore, in the Red Data Book, the flying squirrel has been classified as a declining species with a need for monitoring its population abundance (Rassi and Väisänen 1987).

Here I will describe the radio-tracking methods used for the Siberian flying squirrel and present results on home-range sizes and natal dispersal. More detailed results on the home ranges, movements and habitat and nest-site use have been published elsewhere (Hanski 1998, Hanski et al. 1999, MS). These are the first studies where the results on the spatial behavior of Siberian flying squirrels outside their dens have been presented. Comparable radio-tracking studies on two closely related species of flying squirrels belonging to the genus *Glaucomys* have been done in North America (e. g. Bendel and Gates 1987, Fridell and Litvaitis 1991, Witt 1992).

### **METHODS**

#### **Study Areas**

Siberian flying squirrels were studied in two areas in southern Finland in 1996 – 1998 (Figure 1). The main tree species in the study areas are Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*), birches (*Betula pendula* and *B. pubescens*), aspen (*Populus tremula*) and alders (*Alnus incana* and *A. glutinosa*). Study area A was in Iitti, (60° 55'



Figure 1. Study areas Iitti (A) and Nuuksio (B) National Park in southern Finland

N, 26° 30' E) in managed coniferous forests. The terrain is undulating varying from 65 m to 110 m above sea level (a.s.l.). These forests are dominated by spruce, owned by private landowners, and intensively managed. In mature stages spruce forests reach the height of 25 - 28 m. Forest stands are surrounded by clearcuts, sapling stands, young forests of various ages, and to a lesser extent, by pine bogs. Study area B was in Nuuksio National Park, Espoo (60° 18' N, 24° 32' E) and surrounding managed forests. The terrain is rugged with steep cliffs or undulating slopes rising to hilltops and ridges with open pine forest. The height varies from 30 m to 100 m a.s.l. Forests are relatively continuous and are interrupted by a few bogs, lakes, and fields. These forests consist of patches of spruce dominated, pine dominated and deciduous dominated forest types. The mean temperature in both study areas in January is -8°C with 43 mm of precipitation as snow. In July the mean temperature is +17°C with 73 mm of precipitation. Snow cover lasts from mid November to the last half of April. The day length varies from 5.5 hours in December to 19 hour in June.

### Capturing

To capture flying squirrels we first used bait traps but this failed. Instead, in each spring the potential nest sites of flying squirrels were located by searching for aspens with a collection of yellow-brown feces at the base. Once a potential nest was located flying squirrels were trapped by placing a Perspex trap over the entrance of the nest cavity. When an animal came out it fell down into the trap. The trap was checked one hour after sunset and all traps were removed 4 - 6 hours after sunset. Captured animals were ear-tagged, sexed, and weighed. Animals in the home-range analyses were adults, i.e. born in the previous summer or earlier. The juveniles captured were two months old or more.

### Radio Collars and Radio Tracking

To each animal we fitted a TW-4 radio-collar (230 - 231 MHz, from Biotrack, UK) weighing 5.5 g. The weight of the tag represented on average 3.7% of the body weight



of females and 4.3% of males. The radio tag had a 4-mm wide brass-loop collar with a nut and bolt fastening. Two types of material were used to cover the collars. In 1996 and 1997 the brass collar was covered with soft heatshrink sleeving. This material was good in summer when adult flying squirrels are solitary. However, in autumn when several animals may gather in the same cavity for roosting, it appeared that other animals chewed the heatshrink, sometimes leaving only the bare brass collar. In adults the collar still remained around the neck. However, this was a problem for juveniles. They are smaller in their first summer and when a mother chewed the collar, she enlarged the loop and often the collar slipped off the neck. To prevent chewing, we glued cayenne pepper on the outer part of the collar as suggested by Stuart-Smith and Boutin (1995) and Adams and Campbell (1996), but without any success. In 1998 Biotrack produced a new covering material. The inside part of the brass loop was lined with sticky-back Velcro leaving the outer part of the collar bare brass. This did not seem to have any negative effects on squirrels, but prevented chewing and allowed us to successfully radio tag juveniles. No anaesthesia was used when handling and tagging flying squirrels. The whole handling and tagging procedure took about 15 minutes.

The animals were located once a night up to five times a week from March to December with RX-81 or RX-8910 receivers and two- or three-element Yagi antennas (from Televilt, Sweden). During tracking, we followed the signal with a portable receiver until we were within 15 - 20 m of the animal. When an approximate position of the squirrel was found, we took bearings from several directions around the site until the animal was located in a single tree, or a small group of trees. The location was marked with a flag and the map coordinates were later obtained with a portable GPS system. The range of radio signals in optimal conditions was up to 1.5–2 km and the battery life of the collars was 6 - 7 months.

In addition to nocturnal tracking, we checked the locations of radio-tagged animals in daylight at least once a week to keep track of their nesting and roosting sites and to determine if squirrels were active in daylight. In the home-range calculations only the fixes when an animal was outside of its den were included. When tracking, the observer did not seem to disturb the animals, because in almost all cases the animal stayed in the tree where it was first located, and when seen, appeared to be undisturbed, and continued foraging in the foliage.

### Home Ranges

Home ranges were analysed using the Ranges V computer package (Kenward and Hodder 1996). We calculated home-range size by the 100% and 95% minimum convex polygon method (MCP). The 100% MCP we present includes all fixes made for each animal both outside and inside its nest, and the 95% MCP includes only the fixes made when an animal was outside its nest. We estimated the 95% MCP using the arithmetic mean algorithm (Kenward and Hodder 1996). Cluster analysis (Kenward 1987, Kenward and Hodder 1996) was used to define core areas of high activity. The clustering is based on the nearest-neighbor distance of fixes and borders one or more patches that are most frequently used by an animal. The core areas were based on 85% of the fixes made outside the nest. For detailed description of home-range calculation methods, see, Hanski 1998, Hanski et al. 1999, manuscript.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Radio Tracking

Radio-tagging with the collars described above seemed to be an appropriate method for Siberian flying squirrels. Among 53 radio-tagged adults a radio collar caused only one death. One male got stuck at the entrance of a cavity. The cavity could not have

been used as a nest cavity because it was too small to enter even without the radio collar. The tagging method also seems to be appropriate for juveniles as soon as they have gained approximately 70-g weight (less than half of the average weight of adult females, see, Hanski et al. manuscript).

The maximum range of signals (1.5 – 2 km) was less than the maximum distance between the most distant points in the home ranges of adult males or less than the maximum distances they moved at night (Hanski et al. manuscript). However, this did not cause serious problems. If the signal could not be heard at one site, the squirrels could be located by tracking them from the tops of the hills. The limited signal range was more problematic among juveniles. When dispersing, the juveniles could quickly move 3 - 4 km from the natal site. The only way to locate them was an extensive search over a large area around the natal home range.

Based on these results, radio telemetry seems to be a suitable method for studying the behavior of the flying squirrel.

Home Ranges

For males the mean size of 100% MCP was  $59.9 \pm 41.1$  ha, the mean of 95% MCP was  $39.6 \pm 30.6$  ha, and the mean of 85% cluster was  $5.4 \pm 4.5$  ha (Table 1). Females had the mean 100% MCP of  $8.3 \pm 7.3$  ha, the mean 95% MCP of  $5.7 \pm 5.2$  ha, and the 85% cluster of  $0.9 \pm 0.7$  ha (Table 1). Variation, especially among males, was large but the results also showed a large intersexual difference in the home-range size. The home-range size of males was significantly larger than that of females at all levels.

Table 1. The mean and range of home-range sizes (ha; 100 %, 95 % multiple convex polygons (MCP) and 85 % cluster) for adult female and male flying squirrels.							
Sex	N	100 % MCP		95 % MCP		85 % Cluster	
		Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range
Female	17	8.3	2.7-26.6	5.7	2.0-23.2	0.9	0.04-2.5
Male	16	59.9	3.7-132.0	39.6	1.8-93.8	5.4	0.3-16.1

The home ranges of Siberian flying squirrels were several times larger than those of the North American species. In the northern flying squirrel, *G. sabrinus* the home ranges measured by 95% MCP were on average 3.7 ha (Witt 1992) and in the southern flying squirrel, *G. volans* 9.9 ha (Fridell and Litvaitis 1991). The home-range size of both male and female Siberian flying squirrels was also much larger than that of other similar sized herbivorous mammals (Swihart et al. 1988).

Both sexes concentrated their activities in the small core areas. These were clusters including 85% of fixes and they represented 9 and 11% of the home-range area in males and females, respectively (Table 1). In the core areas the densities of aspen and alder were greater than elsewhere in the home range (Hanski 1998). Also nest sites were more often located within the core areas than in other parts of the home range (Hanski et al. MS). The flying squirrels seemed to concentrate their activities in the parts of the home range where food and nest sites were abundant. Similar core-area use has been found in several other mammal species, including the North American flying squirrels (e. g. Bendel and Gates 1987, Wauters et al. 1994).

Natal Dispersal

Juvenile flying squirrels of the first litter of the year were born in late April and they dispersed from their natal home range in August. The average dispersal distance for juvenile females from the first litter was 1.4 km and for juvenile males 2.4 km (Table 2). Before their final departure from the birth site, juveniles made long nocturnal trips to various directions, but returned to the nest before sunrise. Only one juvenile from the second litter dispersed (Table 2), all others remained in the natal home range for the first winter. It is not known if these juveniles dispersed in next spring, but one male and one female were observed to stay and breed in their natal home range. Currently, the data on natal dispersal in the Siberian flying squirrel are few and the results are preliminary especially from the young of the second litter.

Table 2. Distances (km) of natal dispersal in the Siberian flying squirrel						
Sex	n	1st litter		n	2nd litter	
		mean $\pm$ SD	range		mean	range
Male	10	2.1 $\pm$ 2.1	0 – 6.5	3	0	-
Female	7	1.4 $\pm$ 0.4	0.8 – 2.2	2	0.5	0 – 0.9

ACKNOWLEDGMENTS

P. Ihalempiä, H. Rockas, V. Selonen, T. Seppä and P. Stevens helped with fieldwork. P. Stevens gave valuable comments on an earlier draft of the manuscript. I thank the private landowners for the permission to use and mark their forests and the Finnish Forest and Park Service for the opportunity to work in the Nuuksio National Park. The study was financially supported by Maj and Tor Nessling Foundation, Academy of Finland, Emil Aaltonen Foundation, Ella and Georg Ehrnrooth Foundation and the Finnish Forest and Park Service. All this assistance and help is gratefully acknowledged.

## LITERATURE CITED

- Adams, I. T. and G. C. Campbell 1996. Improved radio-collaring for southern flying squirrels. *Wildl. Soc. Bull.* 24:4-7.
- Bendel, P. R. and J. E. Gates. 1987. Home range and microhabitat partitioning of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*). *J. Mammal.* 68:243-255.
- Fridell, R. A. and J. A. Litvaitis. 1991. Influence of resource distribution and abundance on home-range characteristics of southern flying squirrels. *Can. J. Zool.* 69:2589-2593.
- Hanski, I. K. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*, in managed forests. *Wildlife Biology* 4:33-46.
- Hanski, I. K., M. Mönkkönen, P. Reunanen and P. Stevens. 2001. Ecology of the Eurasian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. Pages 000-000 in Goldingay, R., and J. Scheibe, (eds.), *Biology of gliding mammals*. Filander Verlag GmbH. In press.
- Hanski, I. K., P. C. Stevens, P. Ihalempiä and V. Selonen. Home-range size, movements and nest-site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. *J. Mammal.* 81: 798-809.
- Hokkanen, H., T. Törmälä and H. Vuorinen. 1982. Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. *Biol. Conserv.* 23:273-284.
- Kenward, R. 1987. *Wildlife radio tagging. Equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, Inc., London. 222 pp.
- Kenward, R. E. and K. H. Hodder. 1996. *Ranges V. An analysis system for biological location data*. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK. 66 pp.
- Mäkelä, A. 1996. Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) ravintokohteet eri vuodenaikoina uloste-analyysin perusteella. Pages 54 - 59 in WWF Finland Expert Group for Flying Squirrel 1996. Report on the status of Flying Squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. (In Finnish with English summary), WWF Finland Reports No. 8.
- Ognev, S. I. 1966. *Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. IV. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. 429 pp.
- Rassi, P. and R. Väisänen. 1987. *Threatened animals and plants in Finland. The Report of the Committee for the Conservation of Threatened Animals and Plants in Finland*. Helsinki. 82 pp.
- Stuart-Smith, A. K. and S. Boutin. 1995. Predation on red squirrels during a snowshoe hare decline. *Can. J. Zool.* 73:713-722.
- Sulkava, P. and R. Sulkava. 1996. Liito-oravan talvivarastot. Pages 60 - 62. in WWF Finland Expert Group for Flying Squirrel 1996. Report on the status of Flying Squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. (In Finnish with English summary), WWF Finland Reports No. 8.
- Swihart, R. K., N. A. Slade and B. J. Bergstrom. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology* 69:393-399.
- Wauters, L., P. Casale and A. A. Dhondt. 1994. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* 69:140-146.
- Wilson, D. D. and D. M. Reeder (eds.). 1993. *Mammal species of the world*. Smithsonian Institution Press, 1205 pp.
- Witt, J. W. 1992. Home range and density estimates for the northern flying squirrel, *Glaucomys sabrinus*, in western Oregon. *J. Mammal.* 73:921-929.

# HOME-RANGE SIZE, MOVEMENTS, AND NEST-SITE USE IN THE SIBERIAN FLYING SQUIRREL, *PTEROMYS VOLANS*

ILPO K. HANSKI,\* PAUL C. STEVENS, PETRI IHALEMPIÄ, AND VESA SELONEN

*Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology, P.O. Box 17,  
FIN-00014 University of Helsinki, Finland (IKH, PCS, VS)*

*Department of Biology, University of Joensuu, P.O. Box 111, FIN-80101 Joensuu, Finland (PI)*

The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) is a herbivorous, nocturnal, and arboreal rodent living in boreal coniferous forests. Home-range sizes, movements, and nest-use behavior of *Pteromys* were studied by radiotelemetry in southern Finland in 1996–1998. Thirty-seven animals were tracked. Average home-range size measured by 100% minimum convex polygons was 59.9 ha for males and 8.3 ha for females. Both sexes concentrated their activities in core areas that represented 9% and 11% of the home-range areas in males and females, respectively. Home ranges of males and females were several times larger than predicted according to body mass. Similarly, home ranges of *Pteromys* were much larger than in other gliding herbivores. Males especially showed great mobility; the average distance moved from the nest at night was 292 m, and the longest distances recorded were >2 km. A plausible explanation for the large home ranges and great mobility of *Pteromys* is its gliding ability; both sexes can reach distant parts of the home range for foraging, and males also can reach distant parts for receptive females. *Pteromys* had several nests, both cavities and dreys (nests in branches of trees), which they changed frequently.

**Key words:** home range, movements, nest use, *Pteromys volans*, radiotelemetry

In general, home-range size depends on body mass and energy requirements; large species maintain large home ranges, and carnivorous species maintain larger ranges than herbivorous species (Swihart et al. 1988). Habitat productivity also may influence home-range size (Harestad and Bunnell 1979; Swihart et al. 1988). Differences may exist between resource requirements of sexes in that home ranges of females are more dependent on food and nest resources and home ranges of males are more dependent on the spatial distribution of females (Ostfeld 1990). Consequently, there may be a significant difference in home-range size between sexes. Numerous studies have reported home-range areas of various species and noted extensive inter- and intraspecific variation. However, all parts of the home

range are not equally important and are not used equally. Animals tend to use certain parts of the home range most extensively. Uneven use of home-range area may indicate a clumped distribution of essential resources (Andrén 1990; Baba et al. 1982; Bendel and Gates 1987; Powell et al. 1997).

Home range is not a static, well-defined area; borders may change, depending on season or reproductive status. On the other hand, home-range size and boundaries depend on the method of estimation (Kenward 1987; White and Garrott 1990). Therefore, knowledge about home-range size and location as well as preferences, activities, and movements of occupants are essential to understand spacing behavior.

*Pteromys volans* belongs to the Siberian fauna type and occupies boreal forests. Its range spans Eurasia from Finland and the

\* Correspondent: [ilpo.hanski@helsinki.fi](mailto:ilpo.hanski@helsinki.fi)

Baltic countries through Siberia to Korea and Hokkaido Island, Japan (Ognev 1966; Wilson and Reeder 1993). The northern flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*) of North America is the only other boreal species in the *Pteromyinae* (Corbet and Hill 1991).

*Pteromys volans* is mostly nocturnal, roosting and nesting in tree cavities and dreys (nests in branches of trees). Its food consists mainly of leaves of deciduous trees in summer and of catkins of birch (*Betula*) and alder (*Alnus*) supplemented with buds of coniferous and deciduous trees in autumn and winter. The biology of *Pteromys* has been described in more detail by Hanski et al. (2000). In Finland, populations of *Pteromys* have declined recently (Hokkanen et al. 1982), apparently because of forest-management practices. *Pteromys* has been classified as a declining species in need of population monitoring (Rassi and Väisänen 1987).

The ranging and nesting behavior, habitat use, and diet of *Glaucomys* have been studied thoroughly (Bendel and Gates 1987; Carey et al. 1997; Fridell and Litvaitis 1991; Hall 1991; Layne and Raymond 1994; Witt 1992). However, few data are available on home-range size, spatial activity patterns, and nest use of *Pteromys*. Earlier studies have recorded temporal activity patterns (Hokkanen et al. 1977; Törmälä et al. 1980) or home-range size, movements, and habitat use (Hanski 1998). These studies were based on few individuals, and there have been insufficient data to make intersexual comparisons. We radio-tracked 37 male and female flying squirrels and estimated home-range size, use, and movement patterns and evaluated data on nesting behavior in males and females.

#### MATERIALS AND METHODS

**Study areas.**—Flying squirrels were studied in 2 areas in southern Finland. The main tree species were Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*), birches (*Betula pendula* and *B. pubescens*), aspen (*Populus tremula*), and alders (*Alnus incana* and *A. glutinosa*). Study

area A was in Iitti (60°55'N, 26°30'E) in managed coniferous forests. The terrain was undulating, varying from 65 to 110 m in elevation. Those forests were dominated by spruce, owned by private landowners, and intensively managed. In mature stages, the forest reached heights of 25–28 m. Forest stands were surrounded by clear-cuts, sapling stands, young forests of various ages, and to a lesser extent pine bogs. Study area B, also in southern Finland, was in Nuuksio National Park, Espoo (60°18'N, 24°32'E) and surrounding managed forests. The terrain was rugged with steep cliffs or undulating slopes rising to hilltops and ridges with open pine forest. The elevation varied from 30 to 100 m in elevation. In the northern part of the study area, there were relatively continuous forests that had not been managed for decades. The forests were interrupted by a few bogs, lakes, and fields. Those forests consisted of patches dominated by spruce, pine, or deciduous components. In managed areas of the southern part, the forest was fragmented by fields, clearcuts, and sapling stands. Phytogeographically, the areas were in the south-boreal zone (Ahti et al. 1968). Mean temperature in both study areas in January was –8°C with 43 mm of precipitation as snow. In July, the mean temperature was 17°C with 73 mm of precipitation. Snow cover lasted from mid-November to late April.

**Radiotracking.**—In spring, nests of *Pteromys* were located by searching for aspens with a collection of yellow-brown feces at the base. After a potential nest site was located, animals were trapped using a perspex trap over the entrance to the nest cavity. When an animal emerged, it fell into the trap. Traps were checked 1 h after sunset and removed 4 h after sunset. Captured animals were ear-tagged, sexed, and weighed. All animals captured were adults. Adults captured during the summer can be distinguished from juveniles by their weight. Therefore, all animals captured must have been born the previous summer or earlier and were classified as adults. We fitted a radiotransmitter collar weighing 5.5 g (Biotrack, Wareham, United Kingdom) to each animal. Transmitters were 3.7% of the body weight of females and 4.3% of males. Because *Pteromys* were rare and, in general, had low densities, we captured animals over large areas. Radio-tagged flying squirrels occupied 150 km<sup>2</sup> in study area A and 38 km<sup>2</sup> in study area B.

Animals were located once a night, ≤5 times

a week, in a random sequence with an RX-81 receiver and a 2- or 3-element Yagi antenna (Televilt, Lindesberg, Sweden). Tagged animals also were located about once a week during day-time to find nesting and roosting sites. Radiotransmitters lasted 6–7 months and had a signal range  $\leq 2$  km. We followed signals on foot until animals were located in specific trees or groups of trees. When tracking, the observer did not seem to disturb animals because in almost all cases the animal stayed in the tree where it was first located and, when seen, appeared to be undisturbed and continued foraging in the foliage. We have no clear observations that an animal fled from us by gliding away. Locations were marked with a flag, and coordinates were later obtained with a portable GPS system. Fixes from 1996 were marked using a grid system. These were converted to Finnish coordinates by using GPS on outliers and using these to obtain coordinates of other fixes with MapInfo (Mapinfo Corporation, Troy, New York).

We present 3 years of data from March to December. Data were collected in June–December 1996, April–October 1997, and March–September 1998.

**Data analysis.**—We calculated home-range size using 100% and 95% minimum convex polygons (MCP) because only these methods provided data comparable to other studies (Harris et al. 1990). The comparison of other methods is complicated by different software packages that use different algorithms for home-range estimation and, therefore, give different results for the same set of data (Lawson and Rodgers 1997). Our 100% MCP included all fixes made for each animal. The 95% MCP included only fixes made when an animal was outside its nest. We estimated the 95% MCP using the arithmetic mean algorithm (Kenward and Hodder 1996). Cluster analysis (Kenward 1987) was used to define core areas of high activity. Clustering was based on nearest-neighbor distances of fixes. The analysis encircled groups of fixes that were close to each other and forms clusters. Thus, cluster analysis identified  $\geq 1$  patches that were used most frequently. Core areas were based on 85% of fixes made outside the nest; the 85% limit was based on a utilization distribution of cluster analysis (Fig. 1). There was a significant increase in the proportion of total area between the 85–90% clusters and the 90–95% clusters. Means of other clusters (20–85%)

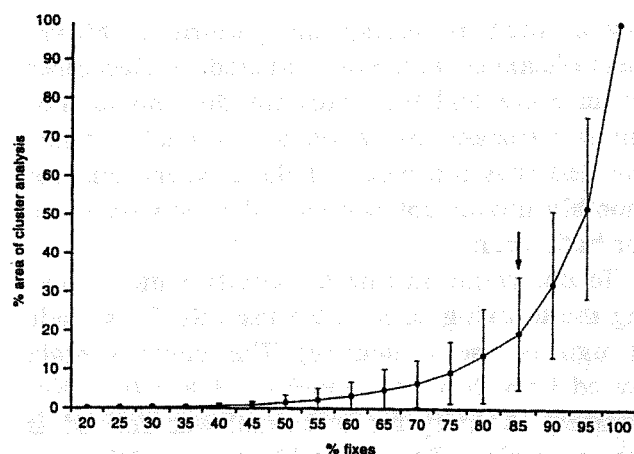


FIG. 1.—Utilization distribution of cluster analysis for flying squirrels ( $n = 33$ ). The points are the mean  $\pm$  SE; the arrow indicates the point where home-range size starts to increase significantly and indicates the point at which core areas were defined.

did not differ (1-way analysis of variance, ANOVA,  $F = 106.24$ ,  $d.f. = 15, 192$ ,  $P < 0.001$ ; Tukey  $Q = 4.84$ ,  $P < 0.05$ ; Fig. 1). Thus, we defined 3 categories of home-range utilization. The 100% MCP represented the maximum area used, the 95% MCP represented the area used when outliers at the periphery of the range were removed, and the 85% cluster represented the core areas of high activity. We considered home-range sizes to be annual maxima because tracking covered the most active periods of flying squirrels.

We compared male and female home-range size to that expected on the basis of body sizes. We estimated home-range size ( $A$ ) from body mass with the formula for herbivorous mammals:  $A = 4.90M^{1.56}$  (Swihart et al. 1988), where  $M$  was body mass (kg). For animals tracked  $> 1$  year, home range was taken from the year when the greatest number of fixes outside the nest was obtained. For those, we estimated home-range overlap as the proportion of a home range recorded in the 1st year that was overlapped by the 2nd-year home range. That indicated the degree of site fidelity. No animals were tracked for  $> 2$  years.

Nightly distance traveled was measured as the linear distance from the nest site to the fix position. We determined mean distance moved for each animal over the study period (seasonal distance) and for each month it was tracked (monthly distance). Monthly distances revealed seasonal variation in activity associated with be-



havior, such as mating and parturition. Movement distances were not estimated for December because we had few fixes for this month. For animals tracked for 2 years, seasonal distance traveled was the mean of the 2 years, and for monthly movement, we used the monthly mean for both years.

To determine nocturnal activity patterns during the tracking season, we used all fixes made at night (sunset to sunrise). The length of night varied from 5 h (late June) to 16.8 h (late November). Activity for an animal was defined as the proportion of fixes outside the nest. We compared activity between sexes over the whole period and monthly to length of night and mean temperature. If an animal was tracked for >1 year, we used data from the same year, as in home-range analyses.

Cavities used by *Pteromys* were holes in trees that were formed either by woodpeckers or naturally. The great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*) had excavated most woodpecker cavities. Dreys were nests in the branches of trees, mostly spruce, that were made of twigs, moss, and lichen. These had been built by red squirrels (*Sciurus vulgaris*) or possibly by *Pteromys*. Length of time a nest was used was the period between the 1st location in that nest and the 1st location in a new nest, which was a reasonable estimate of the nest-use pattern because daytime locations were checked weekly. In nest analysis, we used data from the same year as the home-range analysis if an animal was tracked for >1 year. To determine if nest location influenced activity or home-range use, we compared observed number of nests within each home-range utilization category to expected number of nests. The expected number of nests was based on the area of a particular home-range category. Those categories formed nested subsets; the 95% MCP area used to calculate the expected number of nests was the 95% MCP area minus the 85% cluster area. Similarly, the 100% MCP used was the 100% MCP minus the area of the 95% MCP.

We performed nonparametric 1-way ANOVA using the Kruskal–Wallis *H*-test. The Mann–Whitney *U*-test was used for all intersexual comparisons. Ranges V software (Kenward and Hodder 1996) was used for home-range analyses, distance traveled, and overlap between years. Statistical analyses were done using SYSTAT 7.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois) and Sta-

tistix for Windows 1.0 (Analytical Software, Tallahassee, Florida).

## RESULTS

Thirty-seven animals (18 females and 19 males) were tracked in the 2 study areas over 3 years. In study area A, 8 animals (4 females, 4 males) were tracked in 1996, 12 (5 females, 7 males) were tracked in 1997, and 13 (6 females, 7 males) were tracked in 1998. Seven of the animals in 1998 (3 females, 4 males) were tracked during previous years. In study area B, 6 animals (4 females, 2 males) were tracked in 1997, and 6 (3 females, 3 males) were tracked in 1998. Of those, 1 female and 1 male were tracked in both years. Overall, 9 animals were tracked for 2 years.

The number of fixes per animal ranged from 24 to 88 for females and 18 to 98 for males. Fixes for animals outside the nest ranged from 11 to 58 for females and 11 to 55 for males. Locational data from 33 animals were used in the home-range analysis. Four animals were excluded because 1 female (11 fixes outside nest) and 3 males (11–22 fixes outside nest) did not have a sufficient number of fixes to estimate home-range area. The remaining 33 animals had >30 active fixes. Because the MCP method is sensitive to sample size (Harris et al. 1990; White and Garrott 1990), we plotted an asymptote of active fixes. That showed that home-range size reached 90% at 38 fixes and became stable at 44 fixes (Fig. 2). In the following, we combined data from the 2 study areas. Home-range sizes of females did not differ ( $P = 0.096$ ) between sites A and B. Sample size for males ( $n = 2$ ) in Nuuksio was too small to allow a comparison. One additional male was included in the analysis of movement and activity patterns because it had >20 fixes outside the nest.

Male home-range size ( $n = 16$ ) was larger than that of females ( $n = 17$ ) at 100% MCP ( $U = 245$ ,  $P < 0.001$ ), 95% MCP ( $U = 243$ ,  $P < 0.001$ ), and 85% cluster ( $U = 229$ ,  $P < 0.001$ ; Table 1). The 85% clusters



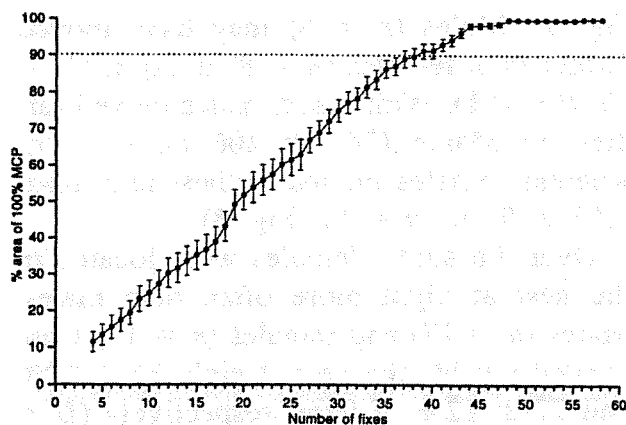


FIG. 2.—Incremental plot of 100% MCP using only the fixes made when an animal was out of its nest ( $n = 33$  squirrels). Vertical bars  $\pm SE$ ; the plot shows that an asymptote is reached at 44 fixes; the dotted line shows that 90% of the area is defined by 38 fixes.

consisted of about 4 separate core areas (Table 1). There was no correlation between total number of fixes and size of 100% MCP area ( $r = 0.043$ ,  $d.f. = 31$ ,  $P > 0.1$ ) or between number of active fixes and 95% MCP area ( $r = 0.238$ ,  $d.f. = 31$ ,  $P > 0.1$ ) or 85% cluster area ( $r = 0.239$ ,  $d.f. = 31$ ,  $P > 0.1$ ).

Mean female body mass was  $150 \text{ g} \pm 17.5$  ( $\pm SD$ ,  $n = 28$ ), and mean male body mass was  $127 \pm 12.8 \text{ g}$  ( $n = 33$ ). Females were heavier than males ( $t = -5.75$ ,  $d.f. = 48.7$ ,  $P < 0.001$ ) by a factor of 1.06 using the cube root of body weight for comparison (Ralls 1976). Body mass was measured at time of 1st capture, and the sample included also other than radio-tracked individuals. The sample of females may have included 2 pregnant animals, but they were not the heaviest individuals in the sample, and the difference in mass was still significant after removing them. Swihart et al. (1988) suggested that home-range size scales with body size in mammals and may be influenced by physiological, morphological, or environmental factors. Using the model of Swihart et al. (1988), predicted home-range size for males was 0.20 ha. The predicted area for females was 0.25 ha. In males, the observed 95% MCP and 85% cluster areas were 198 and 27 times larger

TABLE 1.—Mean and range of home-range sizes (ha) for 17 female and 16 male flying squirrels in Finland. Total fixes is the mean number of fixes made for an animal both inside and outside its nest; active fixes is the mean number of fixes made for an animal when it was outside its nest; number of core areas is the number of plots that form the 85% cluster.

Sex	100% MCP		95% MCP		85% cluster		Number of core areas	
	$\bar{X} \pm SD$	Range	Total fixes $\pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	Range	Active fixes $\pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	Range
Female	$8.3 \pm 7.3$	2.7–26.6	$72.6 \pm 14.5$	$5.7 \pm 5.2$	2.0–23.2	$43.7 \pm 8.6$	$3.9 \pm 1.6$	1–6
Male	$59.9 \pm 41.1$	3.7–132.0	$76.1 \pm 10.1$	$39.6 \pm 30.6$	1.8–93.8	$48.8 \pm 3.5$	$3.8 \pm 1.7$	1–6

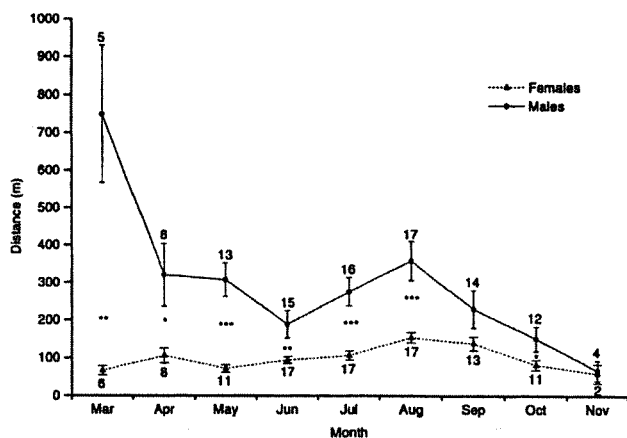


FIG. 3.—Monthly movements for adult flying squirrels. The points are the mean  $\pm$  SE; number of animals from which the mean was calculated above or below bars; stars indicate the level of significance in the monthly comparison (\* =  $P < 0.1$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ ).

than the predicted values. In females, observed values were 23 and 3.6 times larger.

Males and females tracked for 2 years ( $n = 9$ ) showed a high degree of site fidelity. Mean 100% MCP overlap for females was  $74.5 \pm 7.9\%$  and for males  $70.5 \pm 13.2\%$ . Mean 95% MCP overlap for females was  $61.7 \pm 7.0\%$  and for males  $64.7 \pm 15.3\%$ . There was no difference in the degree of overlap between sexes at either home-range level. In addition to the 9 squirrels above, 1 male tracked in 1997 was recaptured from the same site in 1998, but radio signal was lost shortly after capture. Also, 1 female tracked in 1997 was recaptured in 1998, but she was killed by a predator soon afterward. Those data revealed a high level of site fidelity.

Over the whole tracking period, 17 females moved  $111 \pm 33$  m at night, while 17 males moved  $292 \pm 157$  m from the nest. Males ( $n = 17$ ) were located farther from the nest than females ( $n = 17$ ;  $U = 30$ ,  $P < 0.001$ ). Distance moved by males ( $H = 32$ ,  $d.f. = 8$ ,  $P < 0.001$ ) and females ( $H = 28.4$ ,  $d.f. = 8$ ,  $P < 0.001$ ) varied monthly (Fig. 3). Males ( $n = 14$  and 4) moved farther than females ( $n = 13$  and 2) in each month except September ( $U = 66$ ,  $P > 0.05$ ) and November ( $U = 4$ ,  $P > 0.05$ ;

Fig. 3). Males ( $n = 8$ ) may have moved farther than females ( $n = 8$ ) in April ( $U = 15$ ,  $P < 0.1$ ). Within sex, males moved farthest in March ( $749 \pm 406$  m,  $n = 5$ ), whereas females moved farthest in August ( $153 \pm 55$  m,  $n = 17$ ; Fig. 3).

Over the study, females were located in the nest at night more often than males. Males ( $n = 17$ ) and females ( $n = 17$ ) were located outside the nest at night  $85 \pm 10\%$  and  $77 \pm 12\%$  of fixes, respectively ( $U = 86.5$ ,  $P < 0.05$ ). The proportion of locations outside the nest varied from month to month for females ( $H = 40.8$ ,  $d.f. = 8$ ,  $P < 0.001$ ) and males ( $H = 52.4$ ,  $d.f. = 8$ ,  $P < 0.001$ ). Males ( $n = 13$  and 17) were located outside the nest at night more often than females ( $n = 11$  and 17) in May ( $U = 12.5$ ,  $P < 0.001$ ) and August ( $U = 72$ ,  $P < 0.01$ ; Fig. 4); they did not differ in other months. The proportion of time that individuals were located outside the nest peaked in July and August for males and females (Fig. 4).

A total of 221 nests was used by 34 flying squirrels. Of those, 61% were in cavities, 36% were in dreys, and 3% were in nest boxes. A female was observed only once in a natural cavity; all others were in old woodpecker cavities. Of 136 cavities used, 95% were in aspens and 4% in birches. Only 1 cavity was in an alder. Most dreys were located in spruce ( $n = 79$ ), but 2 were found in pine. Three females and 1 male regularly used nest boxes that were set up for a pygmy owl, and 2 males were each found in the nest box once. Females ( $n = 17$ ) used an average of 5 nests (range, 2–10) throughout the tracking season, whereas males ( $n = 17$ ) used 8 nests (range, 4–14). Males used more nests than females ( $U = 62$ ,  $P < 0.01$ ) and therefore changed nest more often (Table 2). This difference was the result of males using more dreys than females ( $U = 77$ ,  $P < 0.05$ ) because the number of cavities used was equal (Table 2). Males spent less time in each nest ( $17.2 \pm 7.6$  days) than females ( $24.2 \pm 11.1$  days;  $U = 204$ ,  $P < 0.05$ ). There were no

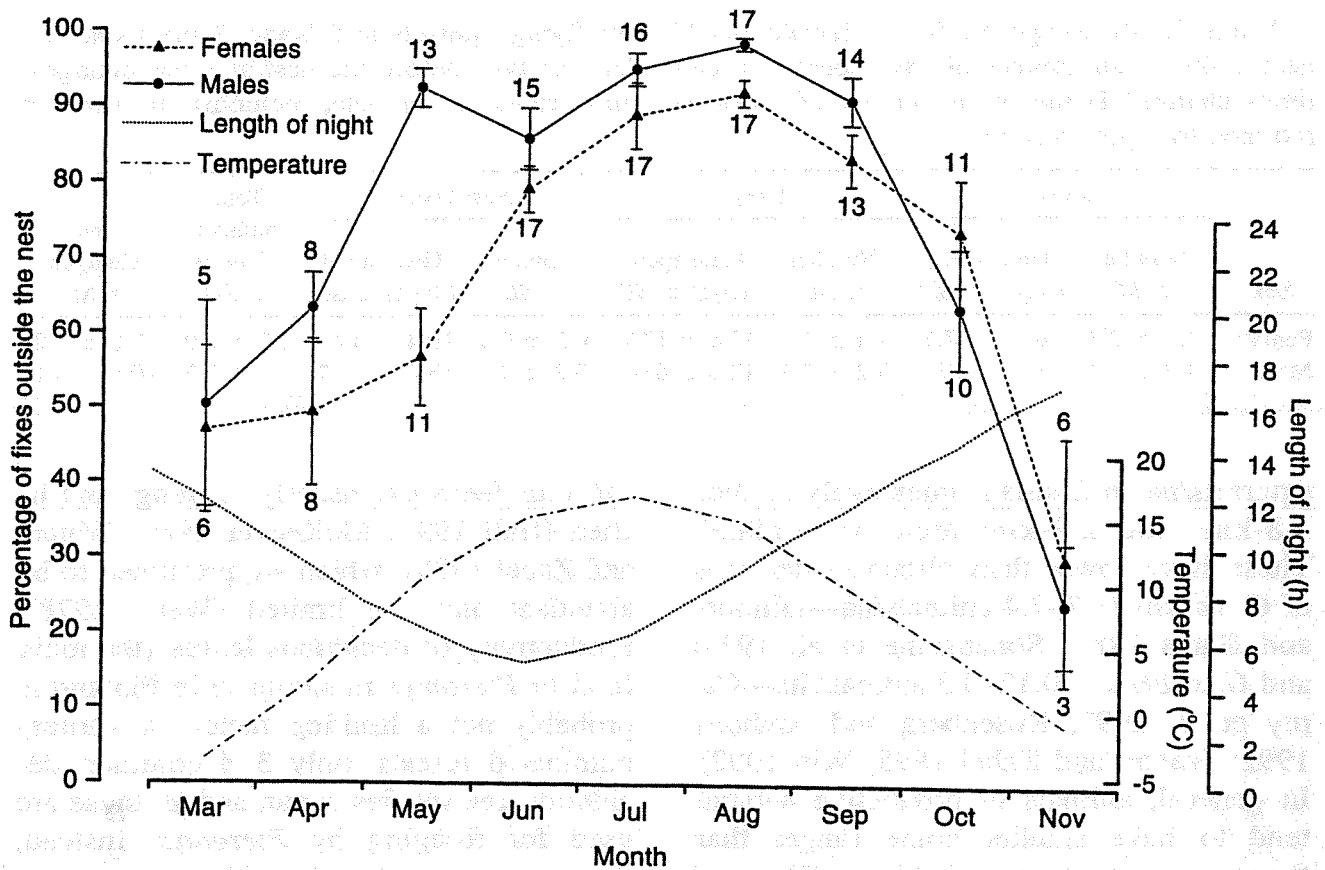


FIG. 4.—Monthly activity for adult flying squirrels. The points are the mean percentage ( $\pm SE$ ) of fixes recorded at night that were outside the nest; the length of the night (hours) from sunset to sunrise is shown to indicate the maximum time period available for activity; the mean monthly temperature is also shown; number of animals from which the mean is calculated above or below bars.

differences between sexes for time spent in different nest types.

The 85% cluster areas of females and males represented 11% and 9% of the 100% MCP area, respectively. Significantly more nests than expected (based on areas of home-range utilization categories) were found in the 85% core areas of males and females (Table 3). With females, 50% of nests were within core areas, 34% were in the 95% MCP, and 16% were in the 100% MCP. For males, 48% of nests were in core areas, 31% were in the 95% MCP, and 21% were in the 100% MCP.

#### DISCUSSION

Home ranges of male and female *Pteromys* were several times larger than those of the North American species. In *G. sabrinus*, home ranges measured by 95% MCPs av-

eraged 3.7 ha (Witt 1992) and in male *G. volans* 9.9 ha (Fridell and Litvaitis 1991). Ranges of *Pteromys* were larger than those used by herbivorous gliding marsupials, such as the squirrel glider, *Petaurus norfolcensis*, and the sugar glider, *P. breviceps* (both species 2.5–4 ha) in Australia (Quin 1995) and larger than those used by the Japanese giant flying squirrel, *Petaurista leucogenys* (0.46–5.16 ha—Baba et al. 1982); however, data on *Petaurista* were based only on short tracking periods, and the results may not be fully comparable.

Observed interspecific differences in home-range sizes may be consequences of differences in habitat productivity and density of flying squirrels among geographical areas. Densities of the *Pteromys* were low. Based on captures and radio-tracking data, densities of *Pteromys* were 0.04 and 0.08

TABLE 2.—Nest-type use for 17 female and 17 male flying squirrels in Finland. Time spent in a nest is the mean number of days spent in a particular nest type before the nest site was changed; times changed is the mean number of times an animal changed nest site, including the times it returned to a previous nest.

Sex	Cavities		Dreys		Nest boxes		Total number of nests ± SD	Times changed ± SD
	Number ± SD	Time spent (days) ± SD	Number ± SD	Time spent (days) ± SD	Number ± SD	Time spent (days) ± SD		
Female	3.6 ± 2.3	26.6 ± 17.5	1.4 ± 1.4	19.4 ± 12.7	0.2 ± 0.5	19.4 ± 4.4	5.2 ± 2.0	7.0 ± 3.8
Male	4.4 ± 2.4	18.5 ± 7.7	3.2 ± 2.3	12.6 ± 6.0	0.2 ± 0.4	13.4 ± 13.7	7.8 ± 2.7	10.6 ± 4.1

squirrels/ha in 2 small, intensively studied 2.8-km<sup>2</sup> and 2.3-km<sup>2</sup> areas in Finland. These were lower than observed densities of *G. volans* (3.7–7.4 animals/ha—Gilmore and Gates 1985; Sonenshine et al. 1979) and *G. sabrinus* (0.12–3.3 animals/ha—Carey et al. 1997; Rosenberg and Anthony 1992; Waters and Zabel 1995; Witt 1992). In general, animals in productive habitats tend to have smaller home ranges than those in unproductive habitats (Harestad and Bunnell 1979). *G. volans* occupies temperate deciduous forests, where the climate is milder and productivity higher. This species differs from *Pteromys* in that it is more dependent on mast as food (Fridell and Litvaitis 1991; Harlow and Doyle 1990). *G.*

TABLE 3.—Distribution of all nests in the home-range utilization categories compared with that expected based on their sizes (ha). Area is the sum of the areas of 17 females and 16 males.

Sex and home-range categories	Area (ha)	Observed number of nests	Expected number of nests
Females			
85% cluster	15.8	44	9.8
95% MCP	81.1	30	50.4
100% MCP	44.7	14	27.8
Total	141.6	88	
Goodness of fit, $G^2 = 81.82$ , $d.f. = 2$ , $P < 0.001$			
Males			
85% cluster	86.4	60	11.3
95% MCP	547.7	39	71.5
100% MCP	323.6	26	42.2
Total	957.7	125	
Goodness of fit, $G^2 = 127.88$ , $d.f. = 2$ , $P < 0.001$			

*sabrinus* feeds extensively on fungi and lichen (Hall 1991; McKeever 1960; Waters and Zabel 1995), which are presumed to be abundant and not limited (Weigl 1978). Productivity of deciduous leaves (the main food of *Pteromys* in summer) in Finland is probably not a limiting factor. In spruce-dominated forests, only 3–4 common deciduous tree species occur, and all those are used for foraging by *Pteromys*. Instead, during winter and early spring, when temperatures are low and energy requirements high, amount and availability of catkins of birch and alder may be a crucial limiting factor. However, availability of food alone does not explain the observed large home ranges. The majority of feeding takes place in small core areas (Hanski 1998), which, although scattered, represent only 10% of the 100% MCP area used by *Pteromys*.

Home-range size of males in our study was almost 200 times larger (95% MCP areas) than predicted by the model of Swihart et al. (1988) and 23 times larger for females. Similarly, *Glaucomys* species seem to maintain larger home ranges than the model predicts. Male *G. volans* had about 140 times and females about 50 times larger home ranges (home-range sizes—Fridell and Litvaitis 1991; weights—Stapp 1992) than predicted. For *G. sabrinus*, the difference was 19 times (Witt 1991, 1992). Thus, in general, gliding herbivores seem to maintain larger home ranges than predicted. It is noteworthy that Swihart et al. (1988) did not include gliding mammals in the analysis. A plausible explanation for the ob-

served deviation from model predictions is the gliding ability and thus better mobility of flying squirrels.

Males occupied larger home ranges than females. The intersexual difference (7–8 times) in home-range size was greater than that of *G. volans* (2–3-fold—Bendel and Gates 1987; Fridell and Litvaitis 1991). Witt (1992) did not report separate home-range sizes for male and female *G. sabrinus* but indicated intersexual difference not much different from *G. volans*. Baba et al. (1982) reported about 2-fold difference in *Petaurista*. Males commonly have 2–3 times larger home ranges in voles (*Microtus*) and mice (e.g., Frank and Heske 1992; Ribble and Stanley 1998; Tew and MacDonald 1994). Male red squirrels in Sweden maintained 5 times larger ranges than females (Andrén and Delin 1994), but in Central Europe the difference was only about 2-fold or less (Wauters and Dhondt 1992; Wauters et al. 1994). Home-range sizes of *Sciurus niger* did not differ between sexes (Shepherd and Swihart 1995). Our results indicate that intersexual difference in home-range size for *Pteromys* was greater relative to other species of medium-sized and small mammals.

The type of mating system often determines spacing and size of the home range (Ostfeld 1990). In promiscuous systems (Clutton-Brock 1989), males usually have large, overlapping home ranges, but females maintain smaller, nonoverlapping home ranges (Gaulin and FitzGerald 1988; Ribble and Millar 1996; Ribble and Stanley 1998; Topping and Millar 1998). Several female ranges may be included within a male home range. If females are scattered over a large area, then total area used by males for mate searching will be large. We observed overlapping home ranges of males at both sites, and at 1 site, the home ranges of males included the home ranges of 4 females. These results suggest a promiscuous or polygynous mating system (Clutton-Brock 1989). If mating behavior is related to home-range size, then males in high-den-

sity populations will have access to several females within a smaller area than if the density were low (Nelson 1995). As a result, average home ranges at high densities should be smaller than at low densities. In this respect, landscape structure also may affect home-range size of males if the distribution and abundance of females is determined by suitable landscape elements in the area. These factors may explain differences in home-range sizes among regions and species. Differences in energy (food) and nest-site requirements of *Pteromys* is unlikely because females seem to satisfy their requirements within a smaller area than males.

Each animal had 1–6 core areas where they were found in 85% of nocturnal fixes. Core areas may represent patches of rich food resources, high density of nest sites, and sheltered vegetation for foraging; individuals also may spend more time in sites preferred by the opposite sex (Andrén 1990; Bendel and Gates 1987; Powell et al. 1997; Wauters et al. 1994). Recently, Hanski (1998) showed that core areas used by *Pteromys* had greater density of aspen, alder, and deciduous trees than elsewhere in the home range. Canopy cover also was greater in core areas. These findings indicate that animals preferentially occupied patches where food was abundant. Canopy cover may offer shelter from predators, but in Hanski's (1998) data, it was correlated with density of deciduous trees. Thus, the effect of shelter could not be separated from the density of trees used for foraging.

We analyzed nest-site location relative to use of home-range area. Nests of both sexes were located more frequently in 85% core areas than expected. Thus, core areas were formed partly near and around nest sites. We concluded that use of the home range is influenced by the presence of foraging sites and availability and location of nest and roosting sites. However, 51% of nests were located elsewhere in the home range, indicating that nest sites alone do not determine core-area use and home-range size.

Males moved long distances at night. The longest recorded straight-line distances from the nest were >2 km. One male moved 918 m in 20 min when tracked continuously. Large male home ranges are partly a function of distances moved. However, a large home range also may result from movement to a nest on the periphery of the home range, followed by short trips near the new nest. This was only a partial explanation in our case. Males had several nests within the home range, but long nocturnal trips were followed by return to the same nest from which they left. High mobility is a consequence of gliding locomotion. Depending on forest structure, tree height, and starting altitude, *Pteromys* can glide 75 m at a time (I. K. Hanski, in litt.). Travel through the home range may not take more than a few minutes. By gliding, both sexes of flying squirrels can reach more distant sites easier than other mammals.

Differences in movement patterns between males and females were most pronounced in March–May and August. The high spring activity of males can be attributed to sexual activity. The mating season starts in March and continues until mid-May, when young of the 2nd litter are fertilized (Hanski et al. 2000). If *Pteromys* is promiscuous or polygynous, then males should search actively for receptive females and thus move long distances in spring. The activity peak in August is more difficult to explain. However, juvenile dispersal takes place from the end of July to the end of August. During this time, males may patrol their home ranges to find females that have settled after dispersal. This knowledge may be important for the next mating season. In late summer, energy required for locomotion is apparently less than in autumn and winter. Furthermore, food (leaves of deciduous trees) is abundant. Gathering information over a large area is probably easiest when the environmental conditions are moderate. Apparently, cost of movement is too high in winter, when temperatures and

food availability are low. In fact, males and females seem to minimize locomotion in autumn as winter approaches (Fig. 4).

Females were less variable. They showed little movement activity in May following parturition. They remain in the nest for long periods and make only short foraging trips. Low movement activity in October, November, and March may be due to severe weather conditions. Because both sexes gain weight before winter, higher activity from June to September may represent active foraging and preparation for winter. In southern Finland, leaves of deciduous trees begin to lose chlorophyll and nutritional value in September. The high activity peak of males in August cannot be explained by increased foraging activity alone because females satisfy their food requirements in smaller areas. The seasonal pattern of activity is influenced by length of night and mean temperature (Fig. 4). In summer, when night is short, both sexes were active and outside the nest. In late June, it is not totally dark, and almost the entire night must be used for foraging. In spring and October, squirrels were found in the nest half of the time, but in November, they spent most of their time in their nests.

*Pteromys* used several nest or roosting sites, as do *Glaucomys* (Bendel and Gates 1987; Carey et al. 1997). Males changed nests more often than females, but this was probably a result of their greater number of nests and higher mobility. Reasons for nest-site change include parasites and predation. Increasing ectoparasite load during nesting may be an important factor in nest changing. Fleas reproduce in nest material, and a new generation appears in summer. Nest cavities checked after a female and her young had moved to another nest contained hundreds of fleas. Recently, Butler and Roper (1996) showed that lower ectoparasite loads in nests increased the time spent in each nest and decreased the frequency of nest changes in badgers (*Meles meles*).

## ACKNOWLEDGMENTS

H. Rockas and T. Seppä helped with field-work. Y. Haila, V. Haukisalml, R. K. Rose, T. Seppä, and an anonymous referee gave valuable comments on earlier drafts of the manuscript. We thank the private landowners for the permission to use and mark their forests and the Finnish Forest and Park Service for the opportunity to work in the Nuuksio National Park. The study was financially supported by the Maj and Tor Nessling Foundation, the Academy of Finland, the Emil Aaltonen Foundation, the Ella and Georg Ehrnrooth Foundation, and the Finnish Forest and Park Service. All this assistance and help is gratefully acknowledged.

## LITERATURE CITED

- AHTI, T., L. HÄMET-AHTI, AND J. JALAS. 1968. Vegetation zones and their sections in north-western Europe. *Annales Botanici Fennici* 5:169–211.
- ANDRÉN, H. 1990. Despotic distribution, unequal reproductive success, and population regulation in the Jay *Garrulus glandarius* L. *Ecology* 71:1796–1803.
- ANDRÉN, H., AND A. DELIN. 1994. Habitat selection in the Eurasian red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in relation to forest fragmentation. *Oikos* 70:43–48.
- BABA, M., T. DOI, AND Y. ONO. 1982. Home range utilization and nocturnal activity of the giant flying squirrel, *Petaurista leucogenys*. *Japanese Journal of Ecology* 32:189–198.
- BENDEL, P. R., AND J. E. GATES. 1987. Home range and microhabitat partitioning of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*). *Journal of Mammalogy* 68:243–255.
- BUTLER, J. M., AND T. J. ROPER. 1996. Ectoparasites and sett use in European badgers. *Animal Behaviour* 52:621–629.
- CAREY, A. B., T. M. WILSON, C. C. MAGUIRE, AND B. L. BISWELL. 1997. Dens of northern flying squirrels in the pacific northwest. *The Journal of Wildlife Management* 61:684–699.
- CLUTTON-BROCK, T. H. 1989. Mammalian mating systems. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 236:339–372.
- CORBET, G. B., AND J. E. HILL. 1991. A world list of mammalian species. 3rd ed. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- FRANK, D. H., AND E. J. HESKE. 1992. Seasonal changes in space use patterns in the southern grasshopper mouse, *Onychomys torridus torridus*. *Journal of Mammalogy* 73:292–298.
- FRIDELL, R. A., AND J. A. LITVAITIS. 1991. Influence of resource distribution and abundance on home-range characteristics of southern flying squirrels. *Canadian Journal of Zoology* 69:2589–2593.
- GAULIN, S. J., AND R. W. FITZGERALD. 1988. Home-range size as a predictor of mating systems in *Microtus*. *Journal of Mammalogy* 69:311–319.
- GILMORE, R. M., AND J. E. GATES. 1985. Habitat use by the southern flying squirrel at a hemlock-northern hardwood ecotone. *The Journal of Wildlife Management* 49:703–710.
- HALL, D. S. 1991. Diet of the northern flying squirrel at Sagehen Creek, California. *Journal of Mammalogy* 72:615–617.
- HANSKI, I. K. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*, in managed forests. *Wildlife Biology* 4:33–46.
- HANSKI, I. K., M. MÖNKKÖNEN, P. REUNANEN, AND P. STEVENS. In press. Ecology of the Eurasian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. In *Biology of gliding mammals* (R. Goldingay and J. Scheibe, eds.). Filander Verlag GmbH, Germany.
- HARESTAD, A. S., AND F. L. BUNNELL. 1979. Home range and body weight—a reevaluation. *Ecology* 60:389–402.
- HARLOW, R. F., AND A. T. DOYLE. 1990. Food habits of southern flying squirrels (*Glaucomys volans*) collected from red-cockaded woodpecker (*Picoides borealis*) colonies in South Carolina. *The American Midland Naturalist* 124:187–191.
- HARRIS, S., W. J. CRESSWELL, P. G. FORDE, W. J. TREWHELLA, T. WOOLLARD, AND S. WRAY. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20:97–123.
- HOKKANEN, H., T. TÖRMÄLÄ, AND H. VUORINEN. 1977. Seasonal changes in the circadian activity of *Pteromys volans* L. in central Finland. *Annales Zoologici Fennici* 14:94–97.
- HOKKANEN, H., T. TÖRMÄLÄ, AND H. VUORINEN. 1982. Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. *Biological Conservation* 23:273–284.
- KENWARD, R. 1987. *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, London, United Kingdom.
- KENWARD, R. E., AND K. H. HODDER. 1996. *Ranges V. An analysis system for biological location data*. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, United Kingdom.
- LAWSON, E. J. G., AND A. R. RODGERS. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin* 25:721–729.
- LAYNE, J. N., AND M. A. V. RAYMOND. 1994. Communal nesting of southern flying squirrels in Florida. *Journal of Mammalogy* 75:110–120.
- McKEEVER, S. 1960. Food of the northern flying squirrel in Northeastern California. *Journal of Mammalogy* 41:270–271.
- NELSON, J. 1995. Determinants of male spacing behavior in microtines: an experimental manipulation of female spatial distribution and density. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 37:217–223.
- OGNEV, S. I. 1966. *Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. 4. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, Israel.
- OSTFELD, R. S. 1990. The ecology of territoriality in small mammals. *Trends in Ecology and Evolution* 5:411–415.
- POWELL, R. A., J. W. ZIMMERMAN, AND D. E. SEAMAN. 1997. Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat and social orga-



- nization. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- QUIN, D. G. 1995. Population ecology of the squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*) and the sugar glider (*P. breviceps*) (Marsupialia: Petauridae) at Limeburners Creek, on the central coast of New South Wales. *Wildlife Research* 22:471–505.
- RALLS, K. 1976. Mammals in which females are larger than males. *Quarterly Review of Biology* 51:245–276.
- RASSI, P., AND R. VÄISÄNEN. 1987. Threatened animals and plants in Finland. The Report of the Committee for the Conservation of Threatened Animals and Plants in Finland, Helsinki, Finland.
- RIBBLE, D. O., AND J. S. MILLAR. 1996. The mating system of northern populations of *Peromyscus maniculatus* as revealed by radiotelemetry and DNA fingerprinting. *Ecoscience* 3:423–428.
- RIBBLE, D. O., AND S. STANLEY. 1998. Home ranges and social organization of syntopic *Peromyscus boylii* and *P. truei*. *Journal of Mammalogy* 79:932–941.
- ROSENBERG, D. K., AND R. G. ANTHONY. 1992. Characteristics of northern flying squirrel populations in young second- and old-growth forests in western Oregon. *Canadian Journal of Zoology* 70:161–166.
- SHEPHERD, B. F., AND R. K. SWIHART. 1995. Spatial dynamics of fox squirrels (*Sciurus niger*) in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 73:2098–2105.
- SONENSHINE, D. E., D. M. LAUER, T. C. WALKER, AND B. L. ELISBERG. 1979. The ecology of *Glaucomys volans* (Linnaeus, 1758) in Virginia. *Acta Theriologica* 24:363–377.
- STAPP, P. 1992. Energetic influences on the life history of *Glaucomys volans*. *Journal of Mammalogy* 73:914–920.
- SWIHART, R. K., N. A. SLADE, AND B. J. BERGSTROM. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology* 69:393–399.
- TEW, T. E., AND D. W. MACDONALD. 1994. Dynamics of space use and male vigour among wood mice, *Apodemus sylvaticus*, in the cereal ecosystem. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 34:337–345.
- TOPPING, M. G., AND J. S. MILLAR. 1998. Mating patterns and reproductive success in the bushy-tailed woodrat (*Neotoma cinerea*), as revealed by DNA fingerprinting. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 43:115–124.
- TÖRMÄLÄ, T., H. VUORINEN, AND H. HOKKANEN. 1980. Timing of circadian activity in the flying squirrel in central Finland. *Acta Theriologica* 25:461–474.
- WATERS, J. R., AND C. J. ZABEL. 1995. Northern flying squirrel densities in fir forest of Northeastern California. *The Journal of Wildlife Management* 59:858–866.
- WAUTERS, L., P. CASALE, AND A. A. DHONDT. 1994. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* 69:140–146.
- WAUTERS, L., AND A. A. DHONDT. 1992. Spacing behaviour of red squirrels, *Sciurus vulgaris*: variation between habitats and the sexes. *Animal Behaviour* 43:297–311.
- WEIGL, P. D. 1978. Resource overlap, interspecific interactions and the distribution of the flying squirrels, *Glaucomys volans* and *G. sabrinus*. *The American Midland Naturalist* 100:83–96.
- WHITE, G. C., AND R. A. GARROTT. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, California.
- WILSON, D. D., AND D. M. REEDER (EDS.). 1993. Mammal species of the world. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- WITT, J. W. 1991. Fluctuations in the weight and trap response for *Glaucomys sabrinus* in western Oregon. *Journal of Mammalogy* 72:612–615.
- WITT, J. W. 1992. Home range and density estimates for the northern flying squirrel, *Glaucomys sabrinus*, in western Oregon. *Journal of Mammalogy* 73:921–929.

Submitted 10 February 1999. Accepted 9 November 1999.

Associate Editor was Robert K. Rose.



# Liito-orava

JA HYVÄ METSÄNHOITO



Heikki Willamo / LKA

Tämä esite on sovellus Tapion luonnonläheisen metsänhoidon suosituksista ja tarkoitettu avuksi, kun liito-orava halutaan ottaa huomioon talousmetsien hoidossa ja käytössä. Esitteen tietoja täydennetään lisäselvityksissä.

Niiden valmistuttua julkaistaan tarkemmat suositukset liito-oravan turvaamiseksi.

## Liito-orava

JA HYVÄ METSÄNHOITO

**Tunnistaminen.** Liito-orava (*Pteromys volans*) on väriltään hopeanharmaa ja kooltaan tavallista oravaa pienempi. Se kykenee etu- ja takajalkojen välistä liitopöimua apunaan käyttäen liitämään ilmassa jopa kymmeniä metrejä puusta toiseen. Salaperäistä, suurisilmäistä yöliikkujaa pääsee harvoin näkemään. Siksi liito-orava saattaa asustaa metsässä koskaan paljastumatta.

**Elintavat.** Päivät liito-orava nukkuu tikankolossa tai joskus risupesässä kuusen oksalla. Kolo- tai risupesään se synnyttää keväällä poikasensa, jotka loppukesällä lähtevät synnyinseudultaan etsimään omia lisääntymis-alueitaan.

Aikuiset asustavat vuodesta toiseen samassa metsässä. Naaraat liikkuvat vain pesimäpaikan lähimmissä metsikoissa, urokset laajemmalti.

Liito-oravan ravintoa ovat kesällä haavan, lepän ja koivun lehdet ja talvella lehtipuiden norkot, joita se syksyllä myös varastoi. Parhaiten oleskelusta kertovat riisiryynin kokoiset, keltaiset tai kellanruskeat ulostepapannot kolohaapojen ja kuusten tyvillä. Talven mittaan voi pesäpuiden alle kertyä satoja papanoita, jotka havaitsee helpoimmin maaliskuulta kesäkuulle saakka.



Eero Jussila

**Esiintyminen.** Liito-orava asustaa kuusivaltaisessa metsässä, ei koskaan puhtaassa männikössä. Kuusen lisäksi täytyy kasvaa lehtipuita, joista haapa, leppä ja koivu ovat tärkeimmät. Lehtipuut tarjoavat ravintoa koko vuodeksi, kuuset suojaa säältä ja pedoilta sekä ruoan varastopaikkoja.

Haapa on tärkein pesäpuu. Tikat kovertavat pesäkolonsa yleensä juuri haapaan. Tikanpoikien lähdettyä liito-orava saa pesäkolon jopa vuosiksi. Yksi liito-orava käyttää vuoden mittaan useita koloja.

Suomi on Euroopassa Venäjän ohella ainoa maa, jossa laji esiintyy vielä melko runsaana. Levinneisyys ulottuu Koillismaalle asti, mutta kanta on vähentynyt. Uhanalaisluokituksessa liito-orava on silmälläpidettävä laji, jonka kannan kehitystä on seurattava.

**Metsänhoito.** Liito-oravan säilymiseen voi metsänomistaja itse vaikuttaa. Lajin elinehtoja tuntien ja metsänhoitosuositusten mukaisesti toimien voi turvata liito-oravan elinmahdollisuuksia ja lisääntymistä.

Liito-oravan olemassaolo paljastuu usein yllättäen vasta hakkuun yhteydessä. Tärkeätä onkin pyrkiä tunnistamaan lajin asuinmetsikkö jo metsäsuunnitteluvaiheessa. Näin on helpompi soveltaa hakkuissa ja metsänhoitotoissa seuraavia suosituksia:

**Harvennushakkuu.** Kaikki kolopuut jätetään pystyyn. Liito-oravan pesäpuun välitön lähiympäristö suositellaan harvennettavan normaalia lievemmin tai jätettävän harventamatta.

Pesäpuun suojaksi voi jättää lehtipuita ja tiheitä kuusiryhmiä esimerkiksi kosteisiin painanteisiin tai muille puuntuotannollisesti vähämerkityksisille kasvupaikoille.

Liito-oravan lisääntymisaikana huhtikuun puolivälistä elokuun loppuun hakkuu yleensä tuhoaa risupesässä varttuvan poikueen tai vaikeuttaa poikasten liikkeitä pesänsä ympärillä.

Markku Meriluoto



**Uudistushakkuu.** Avohakkuu-alueelta liito-orava häviää. Pieneltä hakkuu-  
aukolta liito-orava voi siirtyä läheiseen elin-  
ympäristökseen kelpvolliseen metsikköön.

Uudistushakkuu suositellaan sijoitettavan  
siten, että liito-oravan pesähaapa ja sen välitön  
lähiympäristö jää hakkuun ulkopuolelle. Pesä-  
haapa suojapuineen voidaan jättää myös  
uudistusalan reunaan, missä säästöpuuryhmä  
säilyy parhaiten pystyssä voimakkaimmillakin  
tuulilla.

Säästöpuiksi kannattaa valita etenkin haa-  
poja ja koivuja pieniin ryhmiin vaikeasti  
uudistettaviin kohtiin. Säästöpuut tarjoavat  
tulevaisuudessa liito-oravalle pesäpaikkoja,  
ravintoa ja liikkumisyhteyksiä metsiköstä  
toiseen.

Kolohaavat jätetään kuusen uudistus-  
alalla kaulaamatta, jolloin ne kestävät pystyssä pi-  
dempään. Teollisuuspuuna ne ovat arvottomia,  
ja niiden taloudellinen merkitys metsänomis-  
tajalle on yleensä vähäinen, mutta kolopesi-  
jölle ne ovat elintärkeitä.

## Nuoren metsän kasvatus.

Uudistushakkuussa, verhopuiden poistossa ja  
taimikonhoidossa säästetyt haavat, koivut ja  
lepät varmistavat vanhetessaan liito-oravan  
ravinnonsaannin ja uusien pesäpaikkojen  
syntymisen. Taimikon varttuessa säästöpuiden  
ja -puuryhmien ympärillä liito-orava voi pesä-  
kolon löydettyään hyväksyä nuorehkonkin  
metsän elinpiiriin.

Jokainen suuri haapa on liito-oravan mah-  
dollinen pesäpuu. Käpytikka voi nimittäin

kovertaa pesäkolonsa  
myös tuoreeseen haa-  
paan. Käpytikan pesin-  
nän jälkeen kolo vapau-  
tuu liito-oravan ja muiden  
kolopesijöiden käyttöön.

Lehtipuusekoitus, eri-  
tyisesti haavat nuoressa  
kuusikossa, helpottaa  
liito-oravan ravinnon  
hankintaa. Tärkeitä ovat  
myös pellowreunojen ja  
rantojen lehtimetsä-  
kaistat.



Markku Meriluoto

**Metsäyhteydet.** Ravintoa etsies-  
sään liito-orava tarvitsee latvusyhteyksiä pesi-  
mämetsiköstä ympäröiviin metsiköihin. Liikku-  
mista helpottavia latvusyhteyksiä luovat esi-  
merkiksi säästöpuut, puustoiset puronvarret  
sekä pellowreunojen ja rantojen metsäkaistat.

Liito-orava ei tule toimeen metsäalueella,  
missä uudistusalojen ja taimikoiden lisäksi on  
vain yksittäisiä varttuneita metsiköitä etäällä  
toisistaan. Metsämaisema, jossa vuorottelevat  
eri kehitysvaiheiden kuusivaltaiset ja lehti-  
puustoiset metsiköt taimikoista uudistettaviin  
asti, tarjoaa liito-oravalle tulevaisuuden talous-  
metsissä.

 **TAPIO**

**Liito-oravalle sopivan elinympäristön määrä sekä lajin esiintyminen 900 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueella Alavudella (tutkimusraportti ympäristöministeriön asettamalle liito-oravatyöryhmälle 13.11.1999)**

*Antero Mäkelä ja Jouni Kalmari*

## Johdanto

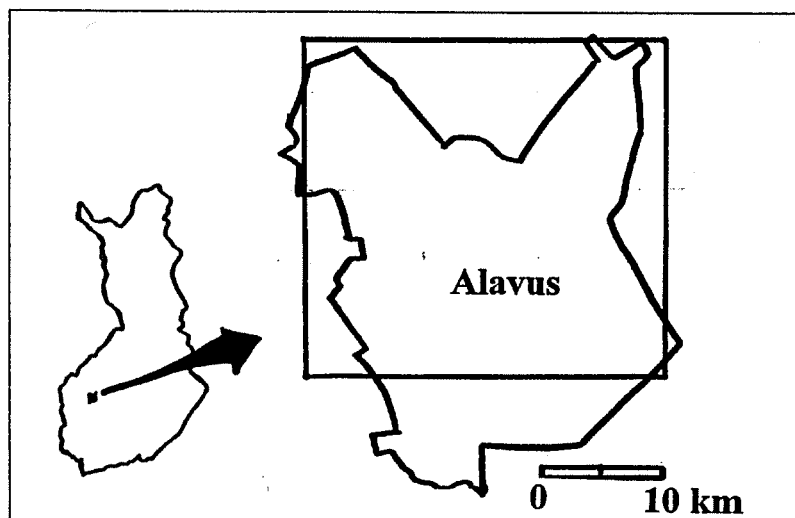
Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintymistä ja elintapoja on tutkittu Alavudella jo 1970-luvulta lähtien (Mäkelä 1980, 1981, 1992, 1994, 1996a, b, c, d, 1999a, b; Mäkelä & Pöntinen 1996). Tuolloin havaittiin mm. eläinten tapa ulostaa metsikön suurimpien kuusten ja haapojen tyville sekä pesäpönttöjen katolle. Tämän pohjalta kehitettiin papanoiden etsintään perustuva liito-oravan elinaluekartoitus (ks. myös Skären 1978).

Lajin esiintymistä onkin kartoitettu tällä menetelmällä eri puolilla Suomea (Skären 1978, 1987; Mäkelä 1980, 1996a, 1999a, b; Paakkonen 1988, 1989a, b; Paakkonen ym. 1991; Eronen 1993; Sulkava ym. 1994; Wistbacka ym. 1994, 1996; Hokkanen 1996; Sulkava & Sulkava 1996; Reunanen 1998; Tuomisto 1998). Alavudella on lisäksi arvioitu rajatulla tutkimusalueella ulostelöytöjen perusteella mm. aikuisten liito-oravanaaraiden määrää, kannanmuutoksia sekä seurattu lajille sopivan elinympäristön vähenemistä (Mäkelä 1996a, 1999a, b).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää liito-oravalle sopivan, mahdollisesti sopivan ja täysin sopimattoman elinympäristön määrä sekä ulosteiden perusteella lajin esiintyminen 900 km<sup>2</sup>:n (30 x 30 km) alueella. Samalla testataan laajan alueen liito-oravakannan arvioimiseen tarvittavien neliökilometrin kokoisten otantaruutujen määrää.

Tuloksiin pohjautuen voidaan myöhemmin seurata lajille sopivien metsien ja liito-oravakannan säilymistä alueella. Tutkimuksesta saatuja kokemuksia voidaan myös hyödyntää lajin valtakunnallisen kannanseurantamenetelmän kehittämisessä.

Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti.



Ulostelöytöpaikat ilmoitettiin Etelä-Pohjanmaan metsäkeskukselle ja Länsi-Suomen ympäristökeskukselle.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksen aineisto kerättiin valtaosin Alavuden kaupungin, mutta myös osittain Kuortaneen, Töysän sekä Peräseinäjoen kuntien alueella Etelä-Pohjanmaalla (kuva 1). Tutkimusalue (30 x 30 km) käsittää yhteensä yhdeksän peruskarttalehteä (numerot: 2223 02, 2223 03, 2223 05, 2223 06, 2223 08, 2223 09, 2224 01, 2224 04, 2224 07).

Kartat aseteltiin yleislehti- ja maastotutkimuksen mukaiseen järjestykseen. Maastotutkimusta varten valittiin satunnaisesti 50 kpl yhden neliökilometrin kokoista peruskoordinaatistoruutua (24°). Ne arvottiin siten, että aluksi asetettiin tietokoneella luvut 1-900 satunnaisjärjestykseen 30 x 30 ruudun kenttään ja näistä otettiin tutkimukseen ruudut 1-50 (kuva 2).

825 643 169 263 769 583 381 396 434 235	834 306 791 710 130 889 583 98	110 736 680 191 648 539 323 248 373 319
893 406 756 820 721 57 783 461 591 238	455 774 471 740 102 148 873 271 78	616 851 104 188 404 232 663 380
433 866 132 441 554 284 286 400 770	245 386 199 566 463 116 347 495 298 301	737 197 605 818 623 369 304 536 839 430
296 440 571 857 154 886 815 837 439 639	431 630 627 166 745 690 145 568 83 708	852 633 802 318 443 468 520 883 624 155
543 558 252 672 213 121 731 565 549	66 576 622 436 489 196 577	183 812 170 850 694 744 518 144 164
220 611 877 243 550 321 592 320 305	89 449 410 272 687 240 882 743 684 702	855 881 282 659 476 594 475 134
575 250 79 453 567 858 374 412 339 515	180 288 195 496 378 266 757 724	367 676 578 451 129 216 254 287 80 679
677 859 794 850 357 343 709 415 261 63	772 647 64 388 895 704 669 738 473 833	275 531 150 775 174 335 766 368 555 452
545 478 100 105 742 727 864 346 688	533 782 505 829 504 462 827 135 846 853	507 535 77 896 828 418 509 486 879
75 735 788 162 327 106 527 768 867	53 715 185 289 71 707 446 193 620	522 425 133 112 874 457 219 582 447 540
728 294 299 136 237 494 173 423 789 892	55 279 524 300 454 682 776 618	748 657 884 585 223 674 101 168 448 435
416 303 500 609 258 597 619 247 192 682	325 331 466 762 142 530 688 716 799 835	629 67 898 552 779 713 158 561 872
420 267 206 270 786 761 316 559 405 249	239 309 512 830 570 52 68 642 876 163	787 842 613 315 861 784 234 311 70
274 365 407 860 696 384 587 580 278 429	262 490 640 656 604 111 281 485 546	845 156 259 65 560 125 392 474 748
379 211 556 548 380 488 82 749 525 417	241 854 889 336 684 225 493 838 371 60	146 91 167 760 98 338 194 847 572 73
836 361 326 856 382 880 115 809 151 689	450 56 354 481 730 600 593 692 804 58	574 187 176 863 153 437 181 377 253 265
470 805 714 823 359 352 342 310 179	207 890 670 750 399 277 705 758	607 513 208 516 137 514 517 484 787 813
184 175 297 467 370 93 747 497 385 706	626 480 508 372 790 459 217	314 472 491 660 886 210 699 658 460
498 401 579 117 131 387 126 542 209 806	312 800 759 204 128 734 444 341 741 290	722 753 666 695 697 510 97 138 54
534 61 81 322 803 739 289 233 635 276	777 214 529 519 526 118 157 665 358 865	143 426 122 752 802 685 754 280 843 119
383 897 147 72 413 586 398 771 808	293 333 69 458 581 351 152 655	85 691 523 544 340 608 222 124 781 703
295 625 366 329 242 888 900 582	189 617 815 198 236 76 678 395 84	532 88 547 538 584 330 389 628
456 551 432 832 773 492 334 186 109 644	483 205 94 844 646 634 541 382 419 537	793 723 502 796 251 86 651 273 726
442 421 553 849 171 424 215 596 681	806 255 765 292 258 364 817 717 816 99	828 811 700 59 402 465 230 87 511 172
588 653 264 202 149 328 603 732 409 819	887 599 862 831 438 564 285 218 824 701	108 390 885 501 569 317 573 375 107 203
671 590 350 228 376 718 894 201 841	224 161 177 344 763 807 291 479 227 482	797 891 469 313 601 719 637 557 712 363
654 159 114 393 621 840 127 244 397 755	868 683 337 733 332 661 645 231 693 139	92 103 257 785 711 348 641 848 427 598
729 229 190 899 499 120 801 822 795	356 90 422 673 226 464 821	698 784 445 403 870 780 871 810 324
631 503 528 302 638 308 212 508 165	636 113 612 182 725 74 221 678	283 408 675 610 667 595 280 428 632
140 349 394 751 792 589 353 62 95 414	345 875 652 178 614 141 814 798 51	200 649 123 477 180 246 355 487 778 521

Kuva 2. Neliökilometrin kokoisten otantaruutujen (ympyröidyt numerot) sijainti yhdeksällä peruskarttalehdellä Alavuden tutkimusalueella. Liito-oravan asuttamat otantaruudut tummennettu.

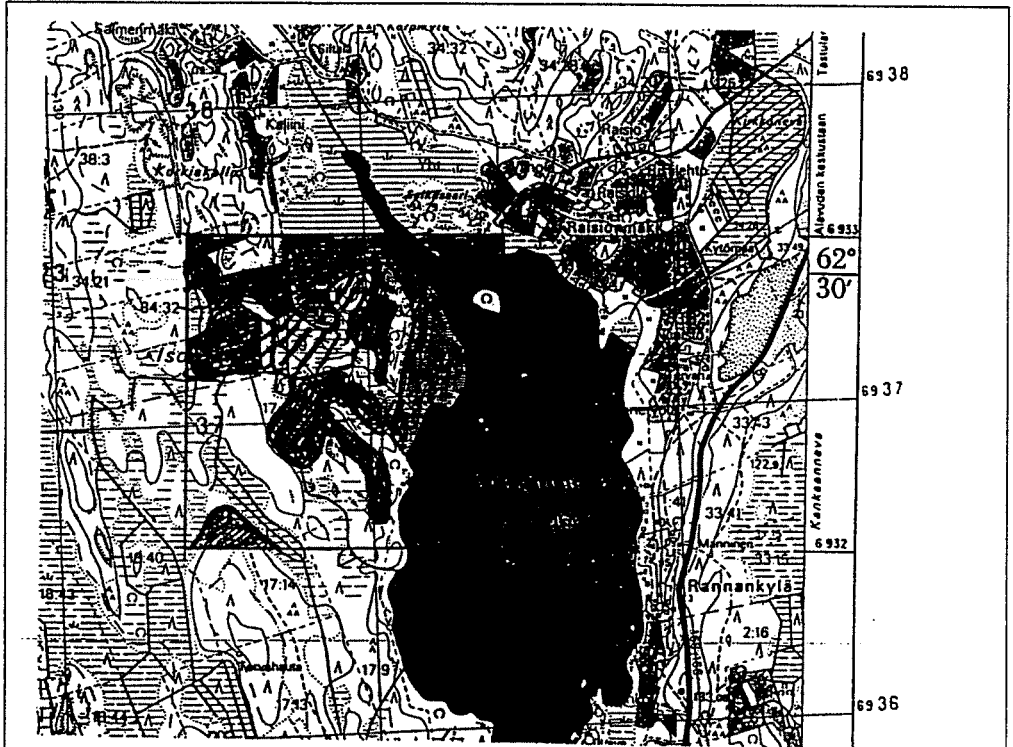
Koko 900 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueesta käytiin siis hehtaari hehtaarilta läpi 1/18 (50 km<sup>2</sup>). Maastotyö tehtiin 30.4.-28.8.1999. Neliökilometrin kokoisten otantaruutujen (50 kpl) alueella liikuttii jalan yhteensä 246 km, keskimäärin ( $\pm$  SD) 4,9  $\pm$  1,4 km/km<sup>2</sup>. Kaikkien ruutujen kenttätöyöhön käytettiin aikaa yhteensä noin 143 tuntia, keskimäärin ( $\pm$  SD) 171  $\pm$  48,5 min/km<sup>2</sup>.

Maastossa liikuttaessa arvioitiin sen sopivuus liito-oravalle. Sopivina elinympäristöinä pidettiin iäkkäitä, usein hoitamattomia, kuusivaltaisia sekametsiä, joissa on useita latvuseroksia ja joissa kasvaa yleisesti isoja koivuja ja haapoja (Mäkelä 1980, 1996a; Eronen 1990, 1991, 1996; Reunanen & Nikula 1998). Mahdollisesti sopiviin luettiin metsiköt, joissa puuston korkeus on yli 10 m ja liito-orava pystyy siten tilapäisesti oleskelemaan ja liikkumaan lajille tyypillisellä tavalla liitäen puusta toiseen (Hanski & Stevens 1997; Hanski 1998; Reunanen & Nikula 1998). Tällaisia ovat männiköt, nuoret sekametsät, ojitetut suometsät sekä varttuneet taimikot. Täysin lajille sopimattomiksi luokiteltiin vesistöt, puuttomat suot, pellot ja avohakatut tai muuten puuttomat alueet sekä valtapuustoltaan alle kymmenmetriset metsiköt, kuten taimikot. Vastaavaa elinympäristöjen luokittelua on käytetty myös mm. valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa (Hokkanen 1996).

Ulostepapanoita etsittiin lähinnä lajille sopivaksi arvioitujen metsiköiden suurimpien kuusten, haapojen ja koivujen tyviltä. Lisäksi tarkistettiin toki aina myös muualla, lajille huonommin kelpaavilla paikoilla, kulkureitille sattuvien poikkeavan suurten yksittäisten kuusten ja lehtipuiden tyvet.

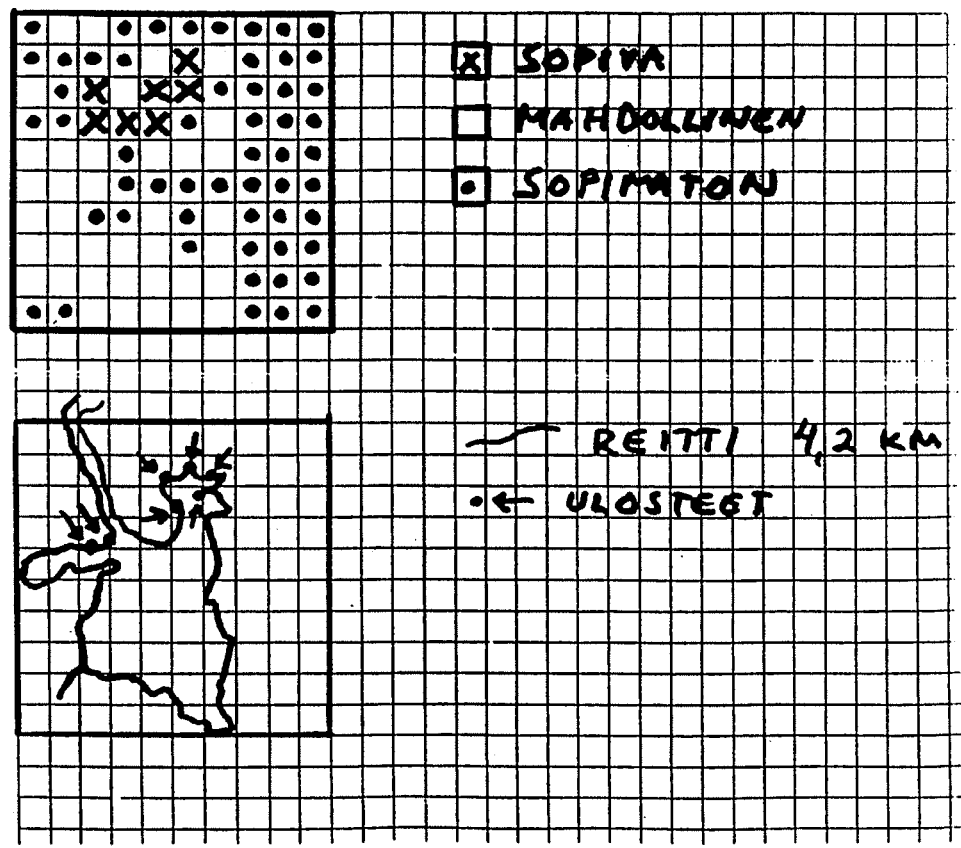
Lajille sopivien ja sopimattomien alueiden rajat piirrettiin mahdollisimman tarkasti maastossa peruskarttakopiolle. Siihen merkittiin myös ulosteiden löytöpaikat sekä

kuljettu reitti. Välittömästi maastotyön jälkeen arvioitiin jokaisen hehtaarin sopivuus ja merkittiin karttakopion päälle asetettuun (muovikalvolle piirrettyyn) ruudukkoon (kuva 3). Näin saatiin sopivuusluokkien osuusprosentit jokaiselta tutkitulta neliökilometritä.



**RUUTU 13.**

**20.5.1999 klo 17.40-20.00**



Kuva 3. Esimerkki maastotyössä käytetystä otantaruudun karttakopiosta ja muovikalvolle tehdystä peitepiirroksella (maaston sopivuus liito-oravalle, ulosteiden löytöpaikat ja kuljettu reitti)

## Tulokset ja pohdinta

Alavuden tutkimusalueen otantaruuduilla oli liito-oravalle sopivaa metsää vain keskimäärin ( $\pm$  SD)  $3,2 \pm 4,1$  ha/km<sup>2</sup> (n=50). Vaikka koko 900 km<sup>2</sup>:n alueesta tutkitiinkin vain 1/18 (50 km<sup>2</sup>), voidaan satunnaisotannalla valittujen tutkimusruutujen katsoa edustavan melkoisella varmuudella koko alueen tilannetta. Ulostoiden perusteella asutuiksi todetuissakin ruuduissa (kuva 2) oli lajille sopivaa maastoa vain keskimäärin ( $\pm$  SD)  $5,7 \pm 4,7$  ha/km<sup>2</sup> (n=23). Valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa (Hokkanen 1996), joka tehtiin vastaavalla menetelmällä, oli asutuissa otantaruuduissa (19 kpl) sopivaa aluetta vielä peräti keskimäärin 12,3 ha/km<sup>2</sup>. Lajille soveltuvat metsälaikut ovat Alavuden tutkimusalueella siis hälyttävän pieniä ja voivat kadota hakkuissa helposti kokonaan (ks. myös Mäkelä 1996a; Wistbacka 1996) ja liito-oravakanta voi romahtaa nopeasti.

Metsäverojärjestelmän muutosvaiheen ja tukkipuun kovan kysynnän vilkastuttamat hakkuut viime vuosina näyttävät ainakin Alavudella kohdistuvan juuri liito-oravalle sopiviin iäkkäisiin kuusivaltaisiin sekametsiin. Tämän tutkimusalueen välittömässä läheisyydessä aikaisemmin tehdyt selvitykset (Mäkelä 1996a, 1999a, b) osoittivat jo selkeästi liito-oravalle sopivien metsien vähenemisen melkoisella vauhdilla. Lajille elinympäristöksi sopivan metsän osuus oli Sulkavankylän 114 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueella vuonna 1981 vielä peräti 8,6 ha/km<sup>2</sup>, mutta vuoden 1998 inventoinnissa kelpoista aluetta oli jäljellä enää 5,0 ha/km<sup>2</sup>.

Lajille kulkukelpoisiksi ja siten mahdollisesti sopiviksi luokiteltiin tässä tutkimuksessa keskimäärin ( $\pm$  SD)  $42,0 \pm 15,6$  ha/km<sup>2</sup> (n=50). Nämä metsät eivät kuitenkaan täytä liito-oravan elinympäristövaatimuksia ja tällaisilla paikoilla lajia ei yleensä tavata pesivänä (Mäkelä 1980, 1996a).

Liito-oravalle täysin sopimatonta aluetta, jossa eläimet eivät käytännössä pysty edes liikkumaan lajityypillisellä tavalla, oli neliökilometrin tutkimusruutua kohti keskimäärin ( $\pm$  SD)  $55,6 \pm 15,8$  ha (n=50). Vesistöjen osuus oli tästä keskimäärin  $3,9 \pm 12,2$  ha, soiden  $6,2 \pm 11,1$  ha, peltojen  $20,4 \pm 16,0$  ha, avohakkuualueiden  $8,7 \pm 8,6$  ha ja alle kymmenmetristen puustojen (kuten taimikot)  $16,4 \pm 11,7$  ha. Maisemaekologisten tutkimusten mukaan suotuisaa levittäytymisympäristöä pitäisi olla ainakin paikallisella tasolla vähintään 50 % (Reunanen & Nikula 1998). Alavudella tuo vaatimus ei siis kaikkialla näyttäisi enää täysin toteutuvan.

Liito-oravan ulosteita löydettiin 23 otantaruudun (46 %, n=50) alueelta (kuva 2). Tämän perusteella voidaankin laskea Alavuden tutkimusalueelta (900 km<sup>2</sup>) löytyvän papanoita todennäköisesti vielä 414 neliökilometrin peruskarttaruudun alueelta, koska otanta kattaa kahdeksastoistaosan koko alueesta. Tämä merkitsee yhtä ulostelöytöpaikkaa 2,2 km<sup>2</sup> kohti. Se vastaa esimerkiksi Alavuden Sulkavankylässä (Mäkelä 1996a) sekä Luodossa ja Pietarsaaressa (Wistbacka ym. 1996) tehtyjä havaintoja. Tulos (46 % tutkituista ruuduista asuttuja) vastaa myös sekä valtakunnallisen liito-orava-atlaksen (Hokkanen 1996) kesken Länsi-Suomen tulosta (48 %, n=23) että kaikkien pääkaupunkiseudulla (Paakkonen & Eronen 1996) tutkittujen alueiden tilannetta (49 %, n=628).

Alavuden seutua voidaankin pitää ulostelöytöjen (46 %, n=50) perusteella vielä ns. hyvän liito-oravakannan alueena verrattaessa esimerkiksi koko valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa (25 %, n=77) saatuihin tuloksiin (Hokkanen 1996) sekä esimerkiksi Keuruun ja Virtain seutuun (Sulkava & Sulkava 1996). Eläimet näyttävät kuitenkin asustelevan Alavuden tutkimusalueella hälyttävän pienillä lajille sopivilla metsälaikuilla, lähinnä peltojen ja purojen tuntumassa ja siksi näennäisen hyvinkin liito-oravakanta voi kadota alueelta varsin nopeasti.

Tämä tutkimus osoitti, että näinkin laajan (900 km<sup>2</sup>) alueen liito-oravatilanteen (= positiivisten ruutujen kokonaismäärän) arviointiin ulosteita etsien näyttäisi riittävän noin 15 neliökilometrin otantaruutua. Menetelmää voitaisiinkin käyttää valtakunnallisessa liito-oravakannan seurannassa (atlaksen ohella) esimerkiksi siten, että eri puolille lajin tunnettua levinneisyysaluetta perustettaisiin noin kymmenen vastaavan kokoista tutkimusaluetta, joilla kullakin seurattaisiin 15 otantaruudun alueella lajin esiintymistä ja lajille sopivan elinympäristön määrää noin viiden vuoden välein.

## Kiitokset

Suomen Luonnonsuojelun Säätiö sekä Ympäristöministeriö ovat tukeneet rahallisesti tätä tutkimusta. Lehtorit Olavi Kalliovaara ja Jari Viitala avustivat tietojen käsittelyssä.

## Kirjallisuus

- Eronen, P. 1990: Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristöt: tyyppiryhmittely, suosituvuus, ja valintaan vaikuttavat tekijät. Pro gradu -työ, Jyväskylän yliopiston ekologian ja ympäristönsuojelun laitos. 52 s.
- Eronen, P. 1991: Liito-oravan (*Pteromys volans*) habitaattivaatimuksista Etelä-Suomessa. - Lounais-Hämeen Luonto 78: 80-93.
- Eronen, P. 1993: Selvitys Nuuksion järviylängön Vihdin kunnan puoleisten osien liito-oravakannasta. Vihdin kunnan ympäristönsuojelulautakunta, Vihti. 12 s.
- Eronen, P. 1996: Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristöt Etelä- ja Keski-Suomessa ja niiden riittävyys ja sopivuus lajille. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 42-53.
- Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*, in managed forest. - *Wildlife Biology* 4: 33-46.
- Hanski, I. K. & Stevens, P. 1997: Liito-oravan elinpiirit ja habitaatin käyttö Nuuksion kansallispuistossa. - Raportti Metsähallitukselle. 12 s. + Liitteet
- Hokkanen, H. 1996: Liito-oravan kannankehitys ja sen seuranta. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 6-11.
- Mäkelä, A. 1980: Liito-oravan, *Pteromys volans* L., esiintymisestä, biotoopinvalinnasta ja pesistä Alavuden ja Töysän seudulla v. 1976-79. Luk-tutkielma, Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos, 29 s.
- Mäkelä, A. 1981: Liito-oravan, *Pteromys volans* L., ravintobiologiasta. Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos, 50 s.
- Mäkelä, A. 1992: Liito-orava. - Teoksessa: Elo, U. (toim.): Maailman uhanalaiset eläimet, Suomi: 19-22. Weilin&Göös, Vantaa.
- Mäkelä, A. 1994: Sekametsän liitelijä. - Suomen luonto 53 (6-7): 36-41.
- Mäkelä, A. 1996a: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintymisestä Alavuden tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1994 selvitysten perusteella. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 21-25.
- Mäkelä, A. 1996b: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 54-59.
- Mäkelä, A. 1996c: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) lisääntymisbiologiasta. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 63-66.
- Mäkelä, A. 1996d: Kaksi vuosikymmentä liito-oravien perässä. - Saukonjälki (Alavuden, Kuortaneen ja Töysän luontojulkaisu) Nro 2: 12-16.
- Mäkelä, A. 1999a: Liito-oravan elinalueet ja elinympäristön määrä Alavudella 1981 ja 1998. - Luonnon Tutkija 103:56-57.
- Mäkelä, A. 1999b: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintyminen ja lajille sopivan elinympäristön määrä Alavuden Sulkavankylän tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1998 inventointien perusteella. Raportti Ympäristöministeriön asettamalle liito-oravatyöryhmälle 15.1.1999. 6 s. + Liite 1 s.
- Mäkelä, A. & Pöntinen, B. 1996: Liito-oravan metsä. - Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. 112 s.



- Paakkonen, J. 1988: Pohjois-Espoon liito-oravakannan inventointi 1988. Espoon ympäristönsuojelutoimisto. 2 s. + Liite 1 s.
- Paakkonen, J. 1989a: Vantaan liito-oravakannan inventointi 1989. Vantaan ympäristökeskus. 5 s. + Liite 1 s.
- Paakkonen, J. 1989b: Selvitys liito-oravan esiintymisestä Helsingin alueella 1989. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. 10 s.
- Paakkonen, J. & P. Eronen 1996: Liito-oravan (*Pteromys volans*) esiintyminen pääkaupunkiseudulla vuosina 1988-1992. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 14-20.
- Paakkonen, J., Kinnunen, J., Kinnunen, E. & Eronen, P. 1991: Pohjois-Espoon liito-oravaselvitys 1989-90. Espoon kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 5/1991. 12 s.
- Reunanen, P. 1998: Liito-orava levinneisyytensä äärilaidalla Pohjois-Suomessa. - Luonnon Tutkija 102: 29-30.
- Reunanen, P. & A. Nikula 1998: Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No 93, 52 s.
- Skarén, U. 1978: Liito-oravan esiintymisestä ja talviravinnosta Pohjois-Savossa. - Luonnon Tutkija 82: 139-140.
- Skarén, U. 1987: Ylä-Savon liito-oravien (*Pteromys volans*) esiintyminen, lisääntyminen ja ja kuolinsyyt 1970-86. - Kulumus 9: 36-41.
- Sulkava, R. & P. Sulkava 1996: Liito-oravan esiintymisestä Keski-Suomessa. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 35-39.
- Sulkava, R., Eronen, P. & Storränk, B. 1994: Liito-oravan esiintyminen Helvetinjärven ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä ympäröivillä valtionmailla 1993. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 18. 29 s.
- Tuomisto, H. 1998: Seinäjoen liito-oravat. Etelä-Pohjanmaan luonnonsuojeluyhdistys ry:n moniste 10 s.
- Wistbacka, R., Köykkä, S., Jakobsson, R. & Nyman, B. 1996: Flygekorrens förekomst och biotopval i Jakobstad och Larsmo 1989-1993.- Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 26-34.
- Wistbacka, R., Köykkä, S. & Nyman, B. 1994: Flygekorrens förekomst och biotopval i Jakobstad 1989-1993. Moniste 16 s. + Liitteet 5 s. Miljövårdsnämnden i Jakobstad, Jakobstadsnejdens Natur r.f.

**Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintyminen ja lajille sopivan elinympäristön määrä Alavuden Sulkavankylän tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1998 inventointien perusteella (raportti ympäristöministeriön asettamalle liito-oravatyöryhmälle 15.1.1999)**

*Antero Mäkelä*

**Aineisto ja menetelmät**

Liito-oravan elintapojen tutkiminen aloitettiin Alavudella jo 1970-luvun lopulla (Mäkelä 1980, 1981, 1992, 1994, 1996a, b, c, d, Mäkelä & Pöntinen 1996). Tuolloin havaittiin mm. eläinten tapa ulostaa pesäpönttöjen katolle ja metsikön suurimpien kuusten ja haapojen tyville. Tähän pohjautuen kehitettiin papanoiden etsintään perustuva liito-oravan esiintymiskartoitus (katso myös Skarén 1978).

Suomessa tehtiinkin ensimmäinen järjestelmällinen ulosteiden etsintään perustuva liito-oravan esiintymiskartoitus Alavudella Sulkavankylässä (Mäkelä 1980, 1996a). Tutkimukseen rajattiin yksityisten maanomistajien normaalissa talouskäytössä olevaa aluetta 114 km<sup>2</sup> (kuva 1). Maastossa liikuttiin huhti-elokuulla (22.4.-28.8.) vuonna 1981 jalkaisin vähintään 380 km:n matka (noin 280 tuntia). Tutkimusalueelta etsittiin kaikki liito-oravalle elinympäristöksi sopivat metsiköt sekä ulosteiden perusteella eläinten asuttamat paikat. Papanoiden löytäminen onkin juuri tuohon vuodenaikaan helpointa. Tutkimusaluetta ja menetelmää kuvataan tarkemmin toisaalla (Mäkelä 1996 a). Lähes vastaavaa menetelmää on käytetty myöhemmin kaikissa paikallisissa esiintymiskartoituksissa (mm. Paakkonen 1988, 1989a, b, Paakkonen ym. 1991, Eronen 1993, Sulkava ym. 1994, Wistbacka ym. 1994) sekä ns. valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa (Hokkanen 1996).

Kolmentoista vuoden kuluttua (vuonna 1994) huhti-toukokuun aikana tarkistettiin aikaisemmin asutuiksi havaitut metsiköt uudelleen (Mäkelä 1996 a). Mikäli ulosteita ei etsinnöistä huolimatta joltain alueelta löydetty, todettiin elinympäristön muutokset ja arvioitiin eläinten katoamisen syyt. Lisäksi tarkistettiin kaikki autioituneen metsikön lähistöllä sijaitsevat aikaisemmassa inventoinnissa (vuonna 1981) tyhjiksi todetut, mutta lajille sopivat alueet mahdollisten siirtymisten toteamiseksi.

Tutkimusalue inventoitiin kolmannen kerran huhti-heinäkuulla vuonna 1998. Nyt tarkistettiin uudelleen kaikki 79 liito-oravalle sopivaksi (vuonna 1981) luokiteltua erillistä metsikköä. Ulosteiden etsinnän lisäksi arvioitiin saarekkeiden nykyinen koko, mahdolliset hakkuut, sekä kaikkien alueiden nykyinen soveltuvuus lajille (asteikolla; sopiva, ehkä, sopimaton).

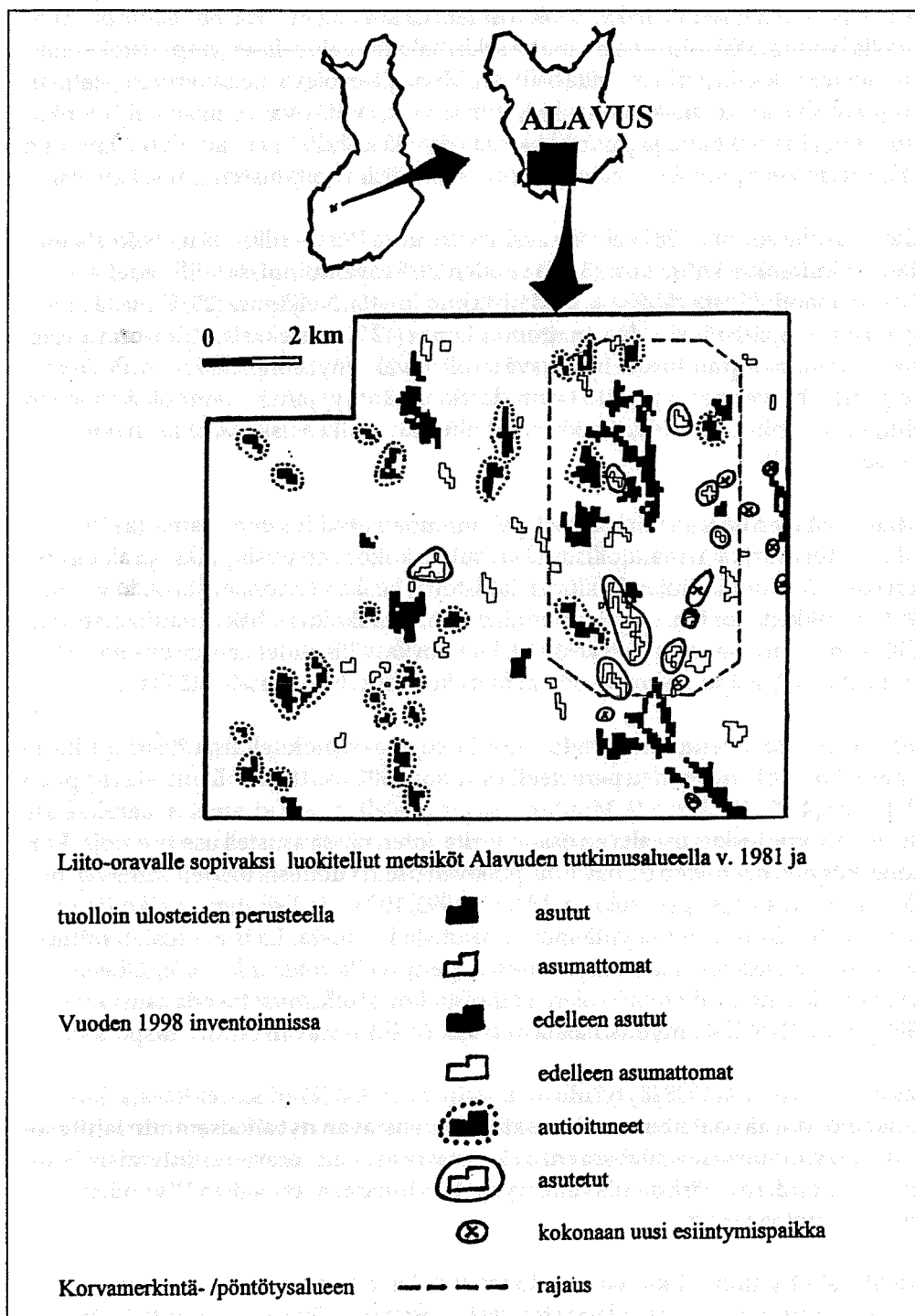
Tutkimusalueelta etsittiin lisäksi uusia esiintymispaikkoja varsinkin sopivien saarekkeiden lähistöltä lajille hieman toissijaisista elinympäristöistä.

Sulkavankylän tutkimusalueen (114 km<sup>2</sup>) itäosaan on ripustettu viime vuosina noin 150 liito-oravapönttöä puustoltaan sopiviin sekä hieman toisarvoisiin pellonreunametsiin parantamaan heikkoa pesäkolotilannetta. Tällä 27 km<sup>2</sup>:n pöntötysalueella (kuva 1) on tutkittu korvamerkittyjä liito-oravia jo vuodesta 1982 lähtien. Varsinkin vuosina 1995-1998 on selvitetty melko luotettavasti pöntötysalueella asuvien aikuis-

ten naaraiden ja urosten yksilömäärät sekä vuosittain syntyneet poikueet (Mäkelä 1996c, d, julkaisematon). Runsas kolmannes (29 kpl) 79:stä lajille sopivaksi vuonna 1981 arvioiduista metsiköistä sijaitsee joko osittain tai kokonaan juuri edellä mainitulla 27 km<sup>2</sup>:n pöntötys-/korvamerkintäalueella. Tässä tutkimuksessa voidaankin ensimmäisen kerran verrata ulostelöytöjen perusteella tehtyä arviota alueen liito-oravakannasta korvamerkintäseurannalla satuun varsin luotettavaan tietoon ja siten arvioida ulosteinventoinnin luotettavuutta.

## Tulokset ja pohdinta

Vuonna 1981 löydettiin Alavuden Sulkavankylän 114 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueelta kaikkiaan 79 liito-oravalle sopivaa erillistä metsikköä (kuva 1). Niiden koko vaihteli 1-108 hehtaariin.



Kuva 1. Alavuden Sulkavankylän tutkimusalueen sijainti, korvamerkintäalueen rajausta sekä liito-oravalle sopivat ja lajin asuttamat metsiköt vuosina 1981 ja 1998.

Koko tutkimusalueen pinta-alasta (11400 ha) luokiteltiin vuonna 1981 lajille sopivaksi elinympäristöksi 984 ha (8,6 %) (Mäkelä 1996 a). Vuoden 1998 inventoinnissa arvioitiin sopivaa maastoa olevan jäljellä enää 572 ha (5,0 %). Peräti 42 % liito-oravalle sopivaksi elinympäristöksi (vuonna 1981) arvioidusta metsästä oli siis kadonnut hakkuissa tai harvennettu lajille sopimattomaksi tutkimusajanjakson (17 vuoden) aikana. Metsien hitaan sukkession ja varsinkin tehokkaan käytön/hoidon takia ei vastaavana aikana alueella kehittynyt ilmeisesti lainkaan uusia lajille sopivia iäkkäitä sekametsiä.

Vain kahdeksan aluetta (10 %) tutkituista 79:stä oli säilynyt 17 vuoden ajan silmämääräisesti arvioiden lähes koskemattomina. Näistä kuitenkin vain kolme oli alunperin liito-oravan asuttamia. Yksi saareke (9 ha) lunastettiin valtiolle vanhojen metsien suojelualueeksi. Kaikkia muita metsikköjä (90 %) oli tutkimusajanjakson aikana avo- tai harvennushakattu joko osittain tai kokonaan. Yksi metsäalue oli myös ehdolla Natura 2000 -ohjelmaan, mutta sekin hakattiin alueellisen ympäristökeskuksen suostumuksella parhaimmilla osiltaan. Meneillään oleva metsäverojärjestelmän muutosvaihe ja samanaikainen tukkipuun kova kysyntä ovat voimistaneet etenkin viime vuosina hakkuita ja puunhankinta näyttää kohdistuvan ainakin Alavuden tutkimusalueella juuri liito-oravalle sopiviin iäkkäisiin hoitamattomiin sekametsiin.

Liito-oravalle vuonna 1981 kelpolliseksi arvioiduista 79:stä erillisestä metsiköstä luokiteltiin kuitenkin kolmas osa (33 %) vuoden 1998 inventoinnissa lajille edelleen sopivaksi, mahdollisista vähäisistä hakkuista huolimatta. Neljännes (25 %) niistä oli nyt täysin elinympäristöksi kelpaamattomia. Loput (42 %) saarekkeista liito-orava voisi ehkä paremman puuttuessa hyväksyä tai oli hyväksynyt elinpaikakseen. Pesäkolon puute, harvennettu puusto (=predaatio lisääntyy) ja/tai ravinnoksi sopivien lehtipuiden vähäisyys oli kuitenkin näillä alueilla jo selkeä riski paikallisen populaation säilymiselle.

Tutkimusalueen itäosan pöntötettyjä pellonreunametsiä lukuunottamatta liito-oravilla ei ollut juurikaan mahdollisuuksia asuttaa kokonaan uusia paikkoja aikaisemmin sopiviksi luokiteltujen 79 alueen lähistöltä, koska valtaosa niistä oli jo vuonna 1981 saarekkeita soiden, karujen männiköiden, taimikoiden, hakkuuaukkojen tms. lajille sopimattomien alueiden keskellä. Etenkin kasvillisuudeltaan karummassa tutkimusalueen länsipuoliskossa sopivat metsiköt olivat lisäksi usein etäällä toisistaan.

Ensimmäisessä inventoinnissa liito-oravalle sopivaksi luokitelluista 79:stä erillisestä metsiköstä oli ulosteiden perusteella vuonna 1981 asuttuja tulkinnasta riippuen 39-42 kpl (49-53 %) (kuva 1). Muutamissa pinta-alaltaan suurimmissa saarekkeissa ulosteita löytyi joskus usealta eri osa-alueelta, joten niissä asusteli useita emoja. Korvamerkittyjen naaraiden on havaittu poikivan usein vuodesta toiseen samassa metsikössä, jopa samassa pesäkolossa (Mäkelä 1992, 1996c, d). Esiintymispaikoilta on lisäksi saatu kiinni yleensä yhtä monta naarasta ja urosta. Lajista vuosien mittaan kertyneen käytännön maastokokemuksen perusteella voidaankin näin jälkeenpäin arvioida ulosteiden löytöpaikkojen sijainnista koko tutkimusalueella asustaneen v. 1981 peräti 45-65 lisääntymisikäistä naarasta (= liito-oravan esiintymispaikkaa).

Vastaavasti vuonna 1998 löytyi ulosteita vain 26:sta (33 %) eri saarekkeesta (kuva 1). Papanalöydöistä pääteltiin tutkimusalueella asustavan nyt aikaisemmin lajille sopiviksi arvioiduissa metsiköissä enää 23-33 naarasta. Liito-oravan esiintymispaikkojen (=naaraiden) määrä oli siis vähentynyt tutkituissa saarekkeissa 17 vuoden aikana noin puoleen (51 %).

Edellä esitetty tulos ei kuitenkaan kerro todellista tämänhetkistä Sulkavankylän tutkimusalueen liito-oravatilannetta, sillä itäosan pöntötysalue (noin 150 pönttöä/

27 km<sup>2</sup>) on tarjonnut eläimille varsinkin viime vuosina turvallisia pesäkoloja myös hieman toissijaisissa elinympäristöissä, kuten pellonreunametsissä. Ulosteita löydettiin nyt varsinaisten 79 saarekkeen ulkopuolelta (usein kuitenkin niiden välittömästä läheisyydestä ja lisäksi yleensä pöntötetyiltä paikoilta) yhdeksältä alueelta (kuva 1). Näillä asusteli ulosteista päätellen korkeintaan kuusi aikuista naarasta. Koko 114 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueella oli vuonna 1998 siis yhteensä 29-39 emoa (=esiintymispaikkaa). Liito-oravien (=esiintymispaikkojen) määrä oli kuitenkin uudetkin löydöt mukaanlukien vähentynyt koko tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1998 välisenä aikana peräti 36-40 %.

Taantumisprosentti jäi koko tutkimusalueella ilmeisesti hieman "todellista" pienemmäksi, sillä pöntötys oli kiistatta voimistanut ja ylläpitänyt liito-oravakantaa vuosina 1995-1998 tutkimusalueen itäosassa (Mäkelä, julkaisematon). Tässä selvityksessä havaittua selkeää liito-oravakannan taantumista inventointien välisenä aikana (17 v) ei voida selittää lajin mahdollisella luontaisella kannanvaihtelulla (huippu-/aallonpohjavuosi), koska myös sopivan elinympäristön määrä väheni vastaavana aikana lähes tarkalleen samassa suhteessa. Myös vuoden 1994 inventointi jo osoitti selkeästi liito-oravien vähentymisen (Mäkelä 1996 a).

Vuoden 1998 inventoinnissa arvioitiin ulosteiden perusteella aikaisemmin jo mainitulla 27 km<sup>2</sup>:n pöntötysalueella sijaitsevilla 29:ssä metsäsaarekkeessa tai niiden välittömässä läheisyydessä pellonreunametsiköissä asustavan 15-17 aikuista naarasta (= liito-oravan esiintymispaikkaa). Samalla alueella on saatu viime vuosina (1995-1998) kiinni pesintäaikana vuosittain 9-19 yksilöllisesti korvamerkittyä emoa ja suunnilleen vastaava määrä (8-21) aikuisia uroksia (Mäkelä, julkaisematon). Erillisiksi tulkituista ulosteiden löytöalueista (17-18 kpl) oli nyt valtaosa (ehkä 15) samoissa metsissä, joissa korvamerkityt liito-oravaemot olivat vuosina 1995-1998 asustelleet. Kesällä 1998 löydettiin peräti yhdentoista eri naaraan poikueet juuri ulostelöytöpaikoilla tai niiden välittömässä läheisyydessä olevista pöntöistä. Muutama oravanpesässä tai luonnonkolossa asustava merkitty emo jäi ilmeisesti vielä löytymättä. Parina viime vuotena autioituneilta kahdeksalta pönttöpaikalta ei löydetty myöskään ulostepapanoita vuoden 1998 etsinnöissä.

Vaikka liito-oravat (etenkin urokset ja nuoret yksilöt) voivatkin liikkua jopa kilometrien matkoja alueelta toiselle (Mäkelä 1992, 1994, 1996c, d, Hanski & Stevens 1997, Hanski 1998), näyttää ulostekartoitus kuitenkin tämän selvityksen perusteella antavan varsin samansuuntaisen tuloksen alueen liito-oravakannasta korvamerkintätutkimuksella saatuun verrattuna. Menetelmään kohdistetuista epäilyistä (Hanski & Stevens 1998) huolimatta ulosteinventointia voidaan käyttää liito-oravan esiintymiskartoituksessa ja kannan seurannassa. Inventoinnin luotettavuutta lisää tietenkin oikea tutkimusajankohta (huhti-elokuu) ja tutkimusalueen riittävä koko (vähintään muutamasta kymmenestä ehkä sataan neliökilometriin). Menetelmä soveltuu myös parhaiten normaalissa talouskäytössä olevalle alueelle, jossa lajille sopivat metsät ovat saarekkeita tehokkaasti käsitellyssä metsämaisemassa.

## **Yhteenveto**

Alavuden Sulkavankylässä sijaitsevalla 114 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueella kartoitettiin liito-oravalle sopivat elinympäristöt ja ulosteita etsien lajin esiintymispaikat vuosina 1981, 1994 ja 1998. Tässä raportissa vertaillaan vain vuosien 1981 ja 1998 inventointeja.

Koko tutkimusalueesta (11400 ha) luokiteltiin liito-oravalle sopivaksi elinympäristöksi vuonna 1981 noin 984 ha (8,6 %). Vuonna 1998 oli kelpollista aluetta jäljellä arviolta 572 ha (5,0 %). Liito-oravalle soveltuvan elinympäristön pinta-ala väheni tutkimusajanjakson (17 vuoden) aikana avo- ja harvennushakkuiden seurauksena noin 42 %.

Vuonna 1981 löytyi tutkimusalueelta 79 erillistä liito-oravalle sopivaa metsikköä, joiden koko vaihteli 1-108 ha. Näistä kolmannes (33 %) oli vuonna 1998 edelleen lajille sopivia ja neljännes (25 %) taas kokonaan kelvottomia. Loput (42 %) liito-orava voisi ehkä paremman puuttuessa hyväksyä vielä asuinmetsäkseen. Ensimmäisessä inventoinnissa (vuonna 1981) liito-oravia eleli tulkinnasta riippuen 39-42:ssa eri metsäsäarekkeessa ja alueella asustavien naaraiden (=liito-oravan esiintymispaikkojen) määräksi arvioitiin 45-65. Vuonna 1998 löytyi ulosteita enää 26:sta saarekkeesta ja lisäksi yhdeksästä uudesta paikasta aikaisemmin sopivaksi luokiteltujen metsikköjen ulkopuolelta. Aikuisia naaraita oli nyt koko tutkimusalueella 29-39 yksilöä. **Liito-oravan esiintymispaikkojen (=liito-oravien) määrä väheni siis koko tutkimusajanjakson (17 vuoden) aikana 36-40 %.**

Tässä tutkimuksessa havaittiin ulosteiden etsintään perustuvan esiintymiskartoituksen antavan varsin luotettavan käsityksen liito-oravakannasta verrattaessa saman alueen korvamerkintäseurannan ja ulosteinventoinnin tuloksia keskenään.

## Kirjallisuus

- Eronen, P. 1993: Selvitys Nuuksion järviylängön Vihdin kunnan puoleisten osien liito-oravakannasta. Vihdin kunnan ympäristönsuojelulautakunta, Vihti. 12 s.
- Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans* in managed forest. *Wildlife Biology* 4: 33-46.
- Hanski, I. K. & Stevens, P. 1997: Liito-oravan elinpiirit ja habitaatin käyttö Nuuksion kansallispuistossa. - Raportti Metsähallitukselle. 12 s. + liitteet
- Hokkanen, H. 1996: Liito-oravan kannankehitys ja sen seuranta. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 6-11.
- Mäkelä, A. 1980: Liito-oravan, *Pteromys volans* L., esiintymisestä, biotoopinvalinnasta ja pesistä Alavuden ja Töysän seudulla v. 1976-79. Luk-tutkielma, Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos, 29 s.
- Mäkelä, A. 1981: Liito-oravan, *Pteromys volans* L., ravintobiologiasta. Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos, 50 s.
- Mäkelä, A. 1992: Liito-orava. - Teoksessa: Elo, U. (toim.): Maailman uhanalaiset eläimet, Suomi: 19-22. Weilin & Göös, Vantaa.
- Mäkelä, A. 1994: Sekametsän liitelijä. - Suomen luonto 53 (6-7): 36-41.
- Mäkelä, A. 1996a: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintymisestä Alavuden tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1994 selvitysten perusteella. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 21-25.
- Mäkelä, A. 1996b: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 54-59.
- Mäkelä, A. 1996 c: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) lisääntymisbiologiasta. - Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8: 63-66.
- Mäkelä, A. 1996 d: Kaksi vuosikymmentä liito-oravien perässä. - Saukonjälki (Alavuden, Kuortaneen ja Töysän luontojulkaisu) Nro 2: 12-16.
- Mäkelä, A. & Pöntinen, B. 1996: Liito-oravan metsä. - Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. 112 s.
- Paakkonen, J. 1988: Pohjois-Espoon liito-oravakannan inventointi 1988. Espoon ympäristönsuojelutoimisto. 2 s.
- Paakkonen, J. 1989 a: Vantaan liito-oravakannan inventointi 1989. Vantaan ympäristökeskus. 5 s.
- Paakkonen, J. 1989 b: Selvitys liito-oravan esiintymisestä Helsingin alueella 1989. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. 10 s.
- Paakkonen, J., Kinnunen, J., Kinnunen, E. & Eronen, P. 1991: Pohjois-Espoon liito-oravaselvitys 1989-90. Espoon kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 5/1991. 12 s.
- Skarén, U. 1978: Liito-oravan esiintymisestä ja talviravinnosta Pohjois-Savossa. - Luonnon Tutkija 82: 139-140.
- Sulkava, R., Eronen, P. & Storränk, B. 1994: Liito-oravan esiintyminen Helvetinjärven ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä ympäröivillä valtionmailla 1993. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 18. 29 s.
- Wistbacka, R., Köykkä, S. & Nyman, B. 1994: Flygekorrens förekomst och biotopval i Jagobstad 1989-1993. Moniste 16 s. + liitteet. Miljövärdsnämnden i Jakobstad, Jakobstads nejdens Natur r.f.

## Liito-oravaseuranta, Ruovesi–Virrat–Keuruu

Risto Sulkava

### I Ruoveden–Virtain valtionmaat

Ruoveden–Virtain alueen valtionmaat tutkittiin liito-oravakartoituksessa 1993 (Sulkava ym. 1994). Tutkimukseen kuuluivat kaikki Metsähallituksen alueet Virroilla sekä Ruoveden länsiosan alueet. Laajuudeltaan alue oli yhteensä 24 000 hehtaaria, josta noin 2800 hehtaaria katsottiin mahdollisiksi liito-oraville ja tutkittiin (noin 2000 puunalustaa).

1998 kartoitus toistettiin. Kaikki edellisessä tutkimuksessa hyvin liito-oraville kelpaaviksi arvioidut metsät (siis sekä alueet, joilla oli tai ei ollut liito-oravia) tutkittiin. Tällä toisella tutkimuskerralla tarkistettiin noin 1000 puuta. Pienempi puumäärä johtuu siitä, että kukin metsäalue todettiin asutuksi heti kun ensimmäiset papanat löytyivät ja ajan säästämiseksi siirryttiin eteenpäin, eikä yritettykään selvittää liito-orava-alueen laajuutta tms.

#### Tulokset

Asuttuja liito-oravametsiä löytyi 1993 yhteensä 10 kappaletta. Näistä neljä oli Helvetinjärven kansallispuistossa ja kaksi aivan sen läheisyydessä. Neljä aluetta löytyi Virroilta (taulukko 1). 1998 todettiin asutuksi viisi entisistä alueista ja samalla löytyi kolme uutta aluetta. Yhteensä liito-oravien asuttamia metsiköitä oli siis kahdeksan.

**Taulukko 1. Liito-oravan asuttamien alueiden määrä 1993 ja 1998**  
Ruoveden–Virtain valtionmailla.

	1993	1998
Asuttuja alueita kpl.	10	8
Uusia alueita syntynyt	-	3
Entisistä hävinnyt	-	5
Hakattu aukoksi	-	1
Osittain hakattu	3	1
Suojelualueella	4	5 (+?)

#### Tarkastelu

Liito-oravakannan kehityksen tarkastelua vaikeuttaa tässä vertailussa paitsi pieni aineistomäärä, myös muutama muu tekijä. Ensinnäkin 1993 tehdyn kartoituksen seurauksena Metsähallitus on ottanut jopa kiitettävästi löydetty kohteet huomioon. Yhtäkään todella hyväksi ja merkittäväksi arvioitua aluetta ei ole hakkuilla pilattu ensimmäisen kartoituksen jälkeen. Nyt avohakattu ja osin hakattu alue olivat molemmat jo 1993 osittain pilalla edellisenä vuonna tehtyjen hakkuiden johdosta, eikä niillä siksi arvioitu olevan enää juuri merkitystä liito-oravalle. Näiltä molemmilta laji on nyt tietysti kadonnut. Yhä suurempi osuus liito-oravametsistä oli nyt myös suojelu-

alueilla. Liito-orava-alueiden tarkoituksellinen säästäminen (suojelu) vaikuttaa tietysti tulokseen siten, että tulos on ylioptimistinen. Ilman tietoa liito-oravasta, olisi ainakin kaksi nyt asutuksi alueeksi todettua metsää todennäköisesti jo kadonnut hakkuissa (molemmat tien varressa olevia yli-ikäisiä "aarniometsiä", mutta ilman suojelustatusta).

Toinen vaikutuksiltaan tuntematon tekijä on liito-oravan kannanvaihtelu, josta ei tiedetä tarpeeksi. Lajilla näyttäisi olevan vuosien välistä runsausvaihtelua, joka saattaa hyvinkin osoittautua sykliseksi, kuten myyrillä, oravalla, kanalinnuilla jne. (mm. Sulkava & Sulkava julkaisematon aineisto). Jos kannanvaihtelut vielä ovat pienehkö-alaisia, kuten myyrillä nykyään, on tämä tietenkin hankaloittamassa vain muutaman yksittäisen vuoden aineistoihin perustuvia kannanarvioita. Esim. tässä tutkimuksessa (1998) kaikilta Ruoveden alueilta papanoita löytyi vähemmän ja kovemman työn jälkeen kuin 1993. Tyhjentyneiksi alueiksi todettiin yhteensä viisi metsää, joista neljä oli Ruovedellä, ja niistä kaksi kansallispuistossa, jossa alueet ovat pysyneet täysin entisen kaltaisina. Kaikki uudet alueet puolestaan löytyivät Virroilta ja olivat paikoisia, jotka tarkastettiin huolellisesti jo 1993. Virroilta papanoita löytyi helposti ja runsaasti. Onko tilanne nyt siis sellainen, että Ruoveden liito-oravilla oli meneillään "aallonpohja" ja Virtain liito-oravilla "aallonhuippu"?

## **2 Keuruun–Virtain pitkäaikainen liito-oravaseuranta (1988–1998)**

Keuruun–Virtain alueella liito-oravia on tutkittu vuodesta 1988 alkaen, jolloin lajin asuinalueita etsittiin Keuruulla laajoissa ja perusteellisissa tutkimuksissa. Kannankehityksen seuraamiseksi kaikkia löydettyjä liito-oravien asuttamia alueita on seurattu vuosittain. Samalla on jatkuvasti etsitty liito-oravia uusilta alueilta. Vuosittain tutkittuja alueita (sekä uusia että edellisinä vuosina asumattomiksi todettuja potentiaalisia liito-oravametsiä) on Keuruulla ollut noin 150 (133–210), Virroilla vähemmän. Keuruulla ollaan nyt tilanteessa, että huomattava osa löytyvistä uusista liito-orava-alueista löytyy metsistä, jotka on jo joskus tutkittu ja todettu tyhjiksi. Ne ovat siis todellisia "uudelleen-asutuksia", eli alueita, joille liito-orava on tullut puututtuaan sieltä vähintään muutamia vuosia (tai alueita joilla laji ei ole koskaan ennen asustanut). Tämä kertoo mm. siitä, että liito-oravalle kelvolliset metsät on lähes kaikki tutkittu ja asuttujen alueiden määrä ei voi todellisuudessa olla kovinkaan paljon suurempi kuin se tutkimustuloksissa näyttäisi olevan. Virroilla tutkimattomia alueita on yhä runsaasti ja löytyvistä uusista liito-orava-alueistakin pääosa tulee kokonaan uusilta metsäalueilta. Virtain tutkimuksessa ollaan siis tavallaan yhä "kartoitusvaiheessa". Tutkimusalue on molempien kaupunkien alueella karkeasti noin 1000 neliökilometriä (yhteensä noin 2000 km<sup>2</sup>).

### **Tulokset**

Asuttujen liito-orava-alueiden määrä on yhdentoista tutkimusvuoden aikana laskenut Keuruulla 21:sta metsäalueesta 14:ään (taulukko 2). Virroilla asuttujen alueiden määrä on puolestaan noussut jatkuvasti (10:stä 30:een) (taulukko 3). 1988 löydetystä 21:stä liito-oravametsästä on asutettuja Keuruulla enää kuusi. Samaan aikaan on löytynyt kuusitoista kokonaan uutta aluetta. Vähintään vuoden asuttuna ollut alue on tyhjentynyt kaikkiaan 34 kertaa ja uudelleen välillä asumaton alue on asutettu 17 kertaa.



**Taulukko 2. Keuruun liito-oravaseurannan alueet 1988-1998.**

	1988	-89	-90	-91	-92	-93	-94	-95	-96	-97	-98
<b>YHTEENSÄ:</b>											
Asuttuja alueita tiedossa	21	11	17	14	10	16	14	17	14	13	15
vakioalueista (21) asuttuja	21	10	13	10	6	10	10	9	7	6	6
kokonaan uusia löydetty	21	1	3	0	2	2	0	0	4	1	4
uudelleen asutettuja (välillä tyhjä alue)	-	0	1	1	0	4	3	1	2	2	3
hävinnyt (välillä ollut asuttu)	-	5	2	3	7	1	4	1	5	4	2
ei asuttuja (ollut kerran)	1	5	9	11	17	15	15	13	17	19	21
ei tutkittu (aiemmin tunnettu alue)	-	6	0	0	0	1	0	3	2	2	2
tunnetut, vähintään kerran asutut alueet yhteensä	21	22	25	25	27	29	29	29	33	34	36
tutkittuja asumattomia alueita yhteensä	210	145	142	148	146	145	145	133	136	144	169

**Taulukko 3. Virtain liito-oravaseurannan alueet 1988-1998.**

	1988	-89	-90	-91	-92	-93	-94	-95	-96	-97	-98
<b>YHTEENSÄ:</b>											
Asuttuja alueita tiedossa	10	13	15	14	13	25	30	28	35	37	32
kokonaan uusia löydetty	10	3	1	0	0	7	2	1	4	2	0
uudelleen asutettuja (välillä tyhjä alue)	-	1	1	1	3	5	5	1	6	2	2
hävinneitä	-	0	1	2	4	0	3	2	4	4	6
ei asuttuja (ollut vähintään kerran asuttu)	-	0	1	2	5	1	3	4	5	10	11
ei tutkittu (aiemmin tunnettu alue)	-	0	0	0	0	0	0	3	2	1	4
tunnetut, vähintään kerran asutut alueet yhteensä	10	13	16	16	18	25	33	36	38	51	51
Tutkittuja asumattomia alueita yhteensä	50	46	48	67	67	78	76	69	79	82	73

### Tarkastelu

Keuruulla hävinneiden ja uudelleen asutettujen liito-orava-alueiden suhde on 2:1, häviämisten hyväksi. Tämä johtaa väistämättä liito-oravapopulaation pienenemiseen Keuruulla. Pieneneminen näkyy selvästi myös tunnettujen liito-oravametsiköiden kokonaismäärissä, joskaan populaatio ei ole enää romahtanut samaa tahtia kuin 1990-luvun alussa.

Virroilla häviämisten ja uudelleen asutusten suhde on 1:1. Vaikka tutkimusteho on Virroilla jatkuvasti ollut Keuruuta heikompi, löytyy uusia liito-orava-alueita Virroilta jopa enemmän. Asuttujen alueiden kokonaismääräkin on nykyään jo yli kaksinkertainen Virroilla, vaikka tutkitut alueet ovat suunnilleen yhtä suuret. Virroilla siis liito-oravat selvästi pärjäävät Keuruuta paremmin. Miksi?

Selkeää vastausta em. kysymykseen ei ole, mutta viitteitä seuraavien asioiden merkityksestä on olemassa. Virroilla liito-oravalle kelvolliset metsät ovat yhtenäisempiä verkostoja kuin Keuruulla. Tämä mahdollistaa liito-oravien siirtymisen alueelta toiselle. Virroilla myös liito-oravia syövä viirupöllön kannat ovat huomattavasti Keuruuta heikommat. Viirupöllön läsnäolo voi myös tehdä liito-oravan elinympäristövaatimukset tiukemmiksi. Näin näyttäisi tapahtuvankin, sillä esimerkiksi Virroilla, Alavudella ja Ilmajoella liito-oravia löytää metsäalueilta, jotka eivät metsän rakenteen osalta koskaan täytä lajin vaatimuksia Keuruulla tai Multialla. Viirupöllöjä Keuruun alueella on em. kuntia huomattavasti tiheämmässä.

### **Yhteenveto**

Ruoveden-Virtain alueen valtionmaiden osalta liito-oravapopulaatio näyttäisi olevan pienenemässä (20 %/5 vuotta). Näin siitäkin huolimatta, että huomattava osa lajin elinalueista on tutkimusalueella suojeltuja. Virtain kaupungin aluetta tarkasteltaessa näyttäisi liito-oravapopulaatio pysyvän suunnilleen ennallaan. Sen sijaan Keuruulla tilanne on selkeästi heikkenemässä jatkuvasti. Liito-oravat vähenevät (noin 25 %/10 vuotta) ja ellei mitään tehdä, on jopa lajin paikallinen sukupuutto odotettavissa.

### **Kirjallisuus**

Sulkava R., Eronen P. & Storränk B. 1994: Liito-oravan esiintyminen Helvetinjärven ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä ympäröivillä valtionmailla 1993. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A, no 18. Vantaa, 29 s.

## **Liito-orava-atlas: liito-oravien kannankehitys ja yksilömäärä Suomessa**

*Heikki Hokkanen, Päivi Eronen & Jouni Paakkonen*

### **I Aineisto ja tulokset**

Ensimmäinen liito-orava-atlas tehtiin Suomessa WWF:n puitteissa toimineen lajityöryhmän organisoimana lähinnä vapaaehtoisvoimin vuosina 1986-1991. Huomattava osa (43 %) 77:stä neliökilometrin otantaruudusta tutkittiin kuitenkin vasta vuonna 1991. Otantaruudut sijaitsivat liito-oravan päälevinneisyysalueella pääsääntöisesti 50 x 50 km:n ruutujen vasemmassa alakulmassa. Samat 100 ha:n ruudut tarkistettiin uudelleen vuosina 1998-1999. Liito-oravan esiintyminen maastossa selvitettiin etsimällä sen ulosteita puiden tyviltä. Lisäksi arvioitiin jokaisen neliökilometrin otanta-alueen sopivuus liito-oravalle hehtaarin tarkkuudella asteikolla; sopiva, ehkä sopiva tai sopimaton.

Ensimmäisessä atlaksessa löydettiin liito-oravan papanoita 19:stä eri otantaruudusta. Toisessa takseerauksessa asuttuja ruutuja oli 14. Asuttujen ruutujen määrä oli siis vähentynyt 26 % kuluneen (noin) yhdeksän vuoden aikana.

Jos verrataan papanalöytöjä neliökilometrin ruudun sadasosan tarkkuudella (1 ha), löytyi papanoita ensimmäisessä atlaksessa 45:n ja toisessa atlaksessa 37:n (hehtaarin) ruudun alueelta. Vähennystä oli tällöin 18 %. Hehtaarin ruutu on kuitenkin selvästi liian pieni tutkimusyksikkö, koska liito-orava liikkuu (ulostaa) huomattavasti laajemmalla alueella. Taantumisprosentti jää näin laskien selvästi todellista pienemmäksi.

Liito-oravakannan väheneminen oli atlaksen perusteella voimakkainta Lounais-Suomessa (kato 60 %). Länsi-Suomessa kanta taantui 27 %. Muualla katoprosentin laskeminen ei havaintojen vähäisyyden takia ole mielekäästä.

Liito-orava hävisi (noin) yhdeksän vuoden aikana peräti yhdeksästä atlasruudusta. Näissä otantaruuduissa väheni lajille sopivan elinympäristön keskimääräinen osuus 17 hehtaarista 10:een. Hakkuiden keskimääräinen osuus lisääntyi näissä ruuduissa puolestaan 11 hehtaarista 27:ään.

Toisessa atlaksessa havaittiin liito-oravan asuttaneen neljä uutta aikaisemmin asumattonta otantaruutua. Niissä sopivan elinympäristön osuus olikin poikkeuksellisen suuri (keskimäärin 14,5 ha) ja uusia hakkuita ei näissä havaittu lainkaan.

Ruutuja takseerattiin huhti-marraskuulla. Tutkimusajankohta ei vaikuttanut asuttujen ruutujen havaitsemiseen. Papanoita löytyi tasaisesti kaikkina kuukausina (aina kun etsittiin).

Lievästi korkein löytymisteho oli vastoin ennakko-odotusta syksyllä elo-lokakuussa. Toki ulosteiden havaitseminen on keväällä ja alkukesällä helpointa.

Liito-oravakannan lasku on atlasien mukaan 25-30 % noin kymmenessä vuodessa. Atlaksen antama trendi saadaan selville jo paljon alle kaikkien (77 kpl) tutkittujen ruutujen lukumäärää, ehkä jo 20-30 ruudulla. Siis 77 otantaruudun tutkiminen antaa varsin luotettavan kuvan kannan taantumisesta. Tässä tutkimuksessa saatu kannankehitys on lähes sama kuin riistatiedustelujen perusteella laskettu liito-oravakannan pitkäaikaistrendi vuosilta 1948-1984. Viimeaikainen väheneminen on kuitenkin ollut ehkä jopa hieman aikaisempaa nopeampaa.

## 2 Pohdintoja

### 2.1 Miten edustava atlas on?

Liito-orava-atlaksessa on käytetty systemaattista otantaa (50 km:n ruutuvälit) läpi koko lajin merkittävimmän elinalueen. Erityisen harvaksi tiedetyillä pohjoisilla alueilla ei katsottu olevan järkevää tuhlaa vähäisiä tutkimusresursseja, joten ne jätettiin tutkimuksesta pois. Ainoastaan täydellisellä satunnaisotannalla voitaisiin saada yhtä luotettavia tuloksia. Systemaattisen otannan etuna tässä selvityksessä on se, että alueellinen kattavuus saadaan nopeammin edustavaksi (tärkeää, koska tarkastettavien ruutujen määrä piti minimoida). Systemaattisen otannan valinta satunnaisen sijasta ei heikennä tulosten edustavuutta eikä luotettavuutta.

Tutkittujen ruutujen lukumäärä (77) on täysin riittävä sen selvittämiseksi, millä osuudella satunnaisesti valituista ruuduista (koko lajin tutkitulla esiintymisalueella Suomessa) liito-oravaa esiintyy. Itse asiassa tulos saadaan luotettavasti selville (alle 5% virhemahdollisuus) jo kun noin puolet ruuduista (satunnaisessa järjestyksessä!) on tutkittu. Tulosten luotettavuuden ja "yleisen uskottavuuden" edelleen kasvattamiseksi olisi kuitenkin edullista, jos harvan liito-oravakannan alueella tutkittujen ruutujen lukumäärää voitaisiin lisätä. Tällaista on koko Etelä- ja Itä-Suomi, siis atlaksen "makroalueet" 1, 2 ja 4. Kullakin näistä alueista on nyt vain kaksi ruutua, joista löytyi merkkejä liito-oravista. Otantaruutuja kannattaisi tutkia lisää niin kauan, että joka alueelta löytyisi viisi positiivista ruutua (mutta korkeintaan tiettyyn rajaan saakka: jos liito-oravia ei kerta kaikkiaan ole, ei lisäponnistuksillakaan niitä voida löytää). Toisaalta tiheän kannan alueella (läntinen keskiosa maamme, atlaksen makroalue 3) riittäisi nykyistä vähempikin ruutumäärä. Siellä voitaisiin tutkimus päättää, kun viisi positiivista ruutua on löytynyt. Nämä muutokset edellyttäisivät tulosten analysointivaiheessa kuitenkin, että kukin alue tulee käsitellä erikseen, koska otanta ei olisi yhtenäinen.

Yksittäisistä alueellisista selvityksistä ei voi saada luotettavaa kuvaa koko maan liito-oravatilanteesta, samoin kuin ei myöskään tutkimuksista, jotka kohdistuvat ainoastaan tietynlaatuisiin elinympäristöihin (kuten luonnonsuojelualueet). Alueellisten selvitysten etuna on kuitenkin se, että niissä tilannetta voidaan tarkastella aivan eri tarkkuudella kuin valtakunnallisessa tutkimuksessa. Hämmästyttävää onkin ollut todeta, että melkein poikkeuksetta kaikissa alueellisissa tutkimuksissa on saatu lähes sama trendi kuin valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa. Selitys lienee siinä, että metsänhakkuut etenevät joka puolella maata hyvin samantapaisesti, jolloin niiden vaikutus liito-oraviin näkyy myös samankaltaisena. Atlasmenetelmällä saadut tulokset ovat kuitenkin edelleen ainoita, joiden perusteella liito-oravakannan kokonaistilannetta maassamme voidaan arvioida (tulokset ovat teoreettisesti perusteltavissa – paikallisten tulosten ekstrapolointiin kun ei ole olemassa teoreettisia perusteita).

### 2.2 Mitä liito-orava-atlaksessa oikeastaan on mitattu?

Koska itse liito-oravan löytäminen sen asuttamalta alueelta on vaikeaa, on atlaksessa ollut pakko tyytyä lajista kertovien selvien jälkien etsintään. Tällaisia luotettavia

merkkejä ovat ulosteet (papanat), joita löytyy etenkin liito-oravan asuttaman metsän suurimpien kuusten ja haapojen tyviltä. Epäsuorien havaintojen käyttö on eläin-ekologiassa varsin tavallista, eikä sen voida katsoa alentavan tutkimuksen luotettavuutta tai arvoa.

Papanapuun löytäminen kertoo vähimmillään sen, että alueella elää tai on muutaman viime kuukauden aikana oleskellut ainakin yksi liito-orava, ja että löytöpaikka on ollut lajille sopivaa elinympäristöä. Sen sijaan löytö ei kerro esimerkiksi sitä, miten hyvin tuollaisessa ympäristössä kanta voi säilyä (siis habitaatin optimaalisuutta), eikä sitä, kuinka monta liito-oravaa havainto edustaa. Tiedetään, että liito-orava voi liikua varsin laajalla alueella (useita kilometrejä) ja sillä on elinpiirillään tyypillisesti useita pesiä. Pesäpuiden lisäksi se ulostaa myös muiden elinpiirinsä kookkaiden haapojen ja kuusien tyville.

### 2.3 Mikä olisi oikea ruutukoko?

Atlaksessa on käytetty yhden neliökilometrin otantaruutua (100 ha). Tämä on sopiva koko maastotyön kannalta. Päivässä ehtii helposti tutkia vaikeankin ruudun riittävän tarkasti. Samoin se on oikeankokoinen liito-oravan elinpiirin kannalta (uroksella noin 60 ha ja naaraalla noin 8 ha). Pienempien otantaruutujen käyttö ei tarkentaisi tulosta, mutta sen sijaan suuresti lisäisi tutkimuksen kustannuksia (ajankäyttö, ruutujen etsintä/paikantaminen ja matkat). Neliökilometriä suuremmat ruudut puolestaan edelleen vaikeuttaisivat tulosten tulkintaa.

Yleinen harhakäsitys atlaksen menetelmästä on se, että neliökilometrin otantaruuduilta on kerätty vain "esiintyy/ei esiinny" -tieto. Ensimmäisen atlaksen yhteydessä tosin muuta tietoa ei katsottu tarpeelliseksi käsitellä. Toisen atlaksen julkistamistilaisuudessa Lammilla kävi selkeästi ilmi, että kustakin atlasruudusta on tiedossa myös kaikkien (löydettyjen!) papanapuiden sijainti hehtaarin tarkkuudella. Tällä aineistolla olemme tehneet toisen, rinnakkaisen laskennan siten, että atlasruutu on jaettu sataan osaan, siis yhden hehtaarin ruutuihin. Parhaassa tapauksessa yhdellä isolla atlasruudulla saimme täten yhdeksän pikkuruutua, joista löytyi papanapuu; tällaisia isoja ruutuja oli vain yksi. Parilla-kolmella ruudulla oli lisäksi 2-4 "asuttua" pikkuruutua, kun taas loppuilla oli edelleenkin vain yksi "asuttu" ruutu. Kaikkiaan yhtä isoa atlasruutua kohti on ollut keskimäärin 2,5 "pikkuruutuhavaintoa". Pikkuruutujen perusteella laskettiin myös tulosvertailu ensimmäisen ja toisen atlaksen välillä. Se ei oleellisesti poikennut isojen ruutujen antamasta tuloksesta. Yhden hehtaarin pikkuruudut ovat tosin kaiken tietämyksen perusteella aivan liian pieniä yksiköitä liito-oravan kannanseurantaan ja simulaatio tehtiinkin vain, koska liito-orava-atlakseen kohdistettu kritiikki nosti esiin kysymyksen ruutukoon sopivuudesta.

### 2.3 Vaikuttaako etsintäajankohta tulosten luotettavuuteen?

Yksi menetelmään kohdistettu epäily koskee sitä, että ruutuja on jouduttu tarkastamaan (aivan käytännön syistä) usean eri kuukauden aikana. Perusteena epäilylle oli se, että papanajätökset olisivat eri tehokkuudella löydettävissä eri aikaan vuodesta. Näin varmaankin on, mutta kaikkina tutkimusaikoina löytymisteho on (ja on ollut) liito-orava-atlaksessa niin hyvä, että käytännöllisesti katsoen lähes kaikki asutut metsiköt voidaan kohtuullisella työmäärällä löytää. Ruutujen tarkastukset tehtiin maalimarraskuulla, eikä asiaa tutkittaessa löytymisfrekvenssi poikennut mitenkään minkään etsintäkuukauden eduksi. Suhteellisesti eniten (mutta ei tilastollisesti merkitsevästi enemmän) positiivisia ruutulöytöjä on elo-syyskuulta – siis ajalta, jolloin atlaksen arvostelijoiden mukaan merkkejä ei enää pitäisi löytyä! Uskomme etsintätehon olleen kaikkina aikoina jopa yli 90%, jolloin teoreettinen ero löydetävyydessä menettää merkityksensä (ero voi olla korkeintaan muutamia prosentteja).

Etsintäajankohta saattaa vääristää tuloksia lähinnä siksi, että loppukesällä populaatiokoko on suurimmillaan ja silloin nuoret yksilöt levittäytyvät uusille asuinalueille. Näin atlaksen loppukesän tulokset ehkä jopa yliarvioivat tulosta lisääntyvän liito-oravapopulaation suhteen, koska ilmeisesti kanta talven aikana pienenee 'kevätminimiin'. Ehkä elo-syyskuun 'etsintätehokkuushuippukin' johtuu tästä ilmiöstä. Uusille alueille levittäytyvien nuorten liito-oravien syksyn papanajätöksistä ei tosin toistaiseksi ole tutkittua tietoa

### 3 Kannankehitys

Liito-orava-atlaksen päätarkoitus on ollut antaa maastotutkimuksiin perustuva käsitys siitä, miten liito-oravakanta muuttuu ajan kuluessa. Tutkimusmenetelmällä ei tietenkään suoraan mitata kannan kokoa – kuten aivan oikein on huomautettu. Tulosten esittämisessä ei luonnollisesti voida vedota siihen, että ensimmäisessä atlaksessa eläimiä oli X kpl ja toisessa Y kpl, josta seuraa että muutos on tarkalleen Z %. Kannankehityksen seurannan kannalta on kuitenkin aivan sama, edustaako positiivinen atlashavainto kolmea vai 0,3:a liito-oravaa, kunhan molemmilla tutkimuskerroilla edustavuus on sama. Edustavuus ei muuttunut kahden atlaksen välillä, koska tutkimusmenetelmät olivat täsmälleen samat. Miksi löytöjen määrä ei siis korreloisi kannan koon kanssa? Väitämme, että korrelaatio on lähellä yhtä.

Atlastutkimuksella on käsittääksemme luotettavasti osoitettu, että viimeisten kymmenen vuoden aikana Suomen liito-oravakanta on vähentynyt 25-30 %. Tietääksemme ei ole olemassa vertailututkimusta, jossa osoitettaisiin luotettavasti toisenlainen kannankehitys.

### 4 Yksilömäärä

Liito-oravien yksilömäärästä Suomessa on noussut melkoinen kohu. Väitämme kuitenkin, että nimenomaan liito-oravan yksilömäärästä meillä on parempi käsitys kuin ehkä yhdenkään toisen pikkunisäkkään (alle 200 g) osalta! Kannankoon arvio on toki edelleen erittäin epätarkka.

Yksilömäärän tarkka arviointi liito-orava-atlaksen perusteella on mahdotonta niin kauan kun ei tiedetä, kuinka monta yksilöä yksi atlashavainto edustaa (olipa otantaruudun koko mikä tahansa). Ensimmäisen atlaksen yhteydessä arvioitiin (alueellisissa liito-oravatutkimuksissa saatuihin tietoihin perustuen), että yksi positiivinen iso (100 ha:n) atlasruutu saattaisi ilmentää yhden "liito-oravaparin" (siis kahden yksilön) esiintymistä ruudun alueella, ja että tämä tulkintatapa johtaisi jopa 50 000-10 0000 liito-oravan yksilömäärään Suomessa. Pitää kuitenkin muistaa, että Suomen liito-oravakanta (olipa yksilömäärä mikä tahansa) on kiistatta vähentynyt ensimmäisen ja toisen atlaksen välisenä (noin 10 v) aikana 25-30 %.

Kannan todellista suuruutta ei käsityksemme mukaan nykytietämyksenkään perusteella pystytä varmasti selvittämään kovinkaan luotettavasti. Atlaskriitikkojen yritykset tarkentaa aikaisempaa kannanarviota kirjoituspöytäkikkailulla eivät tietenkään voi tuottaa parempaa tulosta kuin se, mille alkuperäinen aineisto on perustunut. Näennäistarkkuus luotettavuusvälineen ei tässä tilanteessa ole mielekäästä, ja laskelmien pohjaaminen vain osalle tutkitusta pinta-alasta (esimerkiksi ruudun metsäala) sotii täysin otantamenetelmän teoreettisia perusteita vastaan ja on siten ehdottoman väärin.

Liito-oravien yksilömäärää ei ole koskaan atlaksen yhteydessä esitetty tarkkana tietteellisenä totuutena, koska tunnemme aineiston asettamat rajoitukset. Muutenkin lukumääräarvio on esitetty vastahakoisesti, ja silloinkin vain siksi, että sitä aina

ensimmäiseksi kysytään. Valitettavasti yksilömääräkysymys on kuitenkin aiheettomasti nostettu jopa ensisijaiseksi kriteeriksi arvioitaessa liito-oravan suojelutarvetta.

Kannanarviot ovat käyttökelpoisia (esim. uhanalaisuusluokituksessa) ainoastaan silloin, kun ne voidaan tehdä luotettavasti. Tämä onnistuu vain helposti havaittavien /suurten lajien kohdalla (esimerkiksi merikotka tai saimaannorppa). Liito-oravaa ei missään tapauksessa voi liittää tähän joukkoon.

5 Kiitokset

Lopuksi korostamme, että sekin tieto, mikä liito-oravan kannanکوosta ja -kehityksestä on olemassa, on saatu aikaan lähes täysin vapaaehtoisvoimin. Atlas-tutkimus on vaatinut palkatonta huippuasiantuntijatyötä noin yhden tutkijatyövuoden verran pelkästään maastotöiden osalta, ja on vaatinut runsaasti matkustamista (yli 10 000 km) ja lukuisia yöpymisiä mm. telttamajoituksissa eri puolilla Suomea. Esitämmekin lopuksi lämpimät kiitokset erikseen nimeltä mainitsematta kaikille teille, jotka pyyteettömästi avustitte atlaksen maastotöissä.

## Liito-oravan esiintyminen Pohjois-Kymenlaaksossa vuosina 1989–1999

*Ilpo K. Hanski*

Liito-oravan esiintymistä selvitettiin noin 300 km<sup>2</sup> alueella Iitin ja Kuusankosken kuntien alueella Pohjois-Kymenlaaksossa vuosina 1989 ja 1998–99. Kartoituksissa tarkastettiin erillisiä paikkoja jotka vähintään yhden kilometrin päässä toisistaan. Paikat olivat alunperin tunnettuja liito-oravaesiintymiä tai potentiaalisia paikkoja joissa oli kolohaapoja. Kartoituksissa ei ollut tarkoitus etsiä kaikkia alueen liito-oravaesiintymiä.

Haapojen tyviltä etsittiin liito-oravien papanoita keväällä huhti-kesäkuussa. Seuranajakson aikana paikoilla tapahtuneet metsänkäsittelytoimet rekisteröitiin. Seuran tapakoiksi ei otettu esim. paikkoja joissa liito-orava oli satunnaisesti nähty (esimerkiksi pihapiirit) tai joissa eläin oli kurkistellut kolosta tai pöntöstä, mutta puiden alta ei löydetty papanoita. Kannankehityksen laskemiseen ei myöskään otettu mukaan asuttuja paikkoja, jotka löydettiin vuoden 1989 jälkeen.

### Tulokset ja niiden tarkastelu

Liito-oravan asuttamia tai potentiaalisia liito-oravapaikkoja tarkastettiin yhteensä 48. Niistä vuonna 1989 oli asuttuja 45 ja vuosina 1998–99 33 paikkaa (Taulukko 1). Asuttuja paikkoja oli vuosina 1998–99 27 % vähemmän kuin 10 vuotta aikaisemmin. Paikkojen autioitumisia tapahtui 15 kpl ja vuonna 1998–99 kokonaan uusia paikkoja oli asutettu 3 kpl. Autioituneista 15 paikasta 6 (40 %) tyhjentyi, koska metsä hakattiin aukoksi. Muissa tapauksissa papanapaikka säilyi suurin piirtein muuttumattomana, jolloin häviämiset laskettiin luonnollisiksi. Tosin myös hakkuut alueellisella tasolla (liito-oravapaikan ympärillä) ovat voineet vaikuttaa liito-oravan häviämiseen. Metsänhakkuiden mahdollista epäsuoraa vaikutusta on mahdotonta arvioida, joskin on todennäköistä että liito-oravalle sopivan metsän pinta-alan pieneneminen alentaa paikallisen populaation kokoa ja poikastuottoa. Alentunut poikastuotto puolestaan pienentää autioituneiden paikkojen uudelleen asuttamisen todennäköisyyttä.

**Taulukko 1. Asutut liito-oravapaikat Iitissä ja Kuusankoskella vuosina 1989 ja 1998–99.**

	Erillisiä alueita	Asuttuja
1989	48	45
1998–99	48	33



## **Flygekorrens förekomst och biotopval i Jakobstad 1993 och 1999**

*Ralf Wistbacka, Matias Backman, Rune Jakobsson och Susanna Helle ´n  
Miljövårdsnämnden i Jakobstad, Jakobstad 2000*

### **1 Inledning**

Flygekorren (*Pteromys volans*) hör till de utrotningshotade arterna i Finland. Den har placerats under beteckningen "hänsynskrävande" då den sedan 1950-talet minskat drastiskt i stora delar av landet. (Kommitte ´betänkande 1985). Hotbilden utgörs av brist på lämpliga livsmiljöer i och med att äldre blandskog med kombinationer av hålträd, lövträd och gamla granar blivit allt mer sällsynt. Vidare inverkar uppsplittring av skogslandskapet genom kalhyggen, motorvägar, högspänningsledningar och bebyggelse också negativt på artens överlevnads-möjligheter. Även om karteringar på olika håll i landet visat att flygekorren ställvis kan vara rätt vanlig kvarstod den som en hotad art i den senaste utvärderingen av de hotade arternas status i Finland (Kommitte ´betänkande 1992). Orsaken var att de livsmiljöer som flygekorren väljer märkbart skiljer sig från de moderna ekonomiskogarna .

Målsättningen med denna utredning var att jämföra flygekorrens utbredning i Jakobstad år 1999 jämfört med år 1993 (Wistbacka et al 1994) samt att samtidigt utreda vilka biotoper den förekommer i.

### **2 Flygekorrens biologi**

Flygekorren är mindre än den vanliga ekorren och till skillnad från denna silvergrå året om. Vikten varierar mellan 130-210 gram beroende på årstiden. Honorna är i allmänhet tyngre än hanarna vilket speciellt gäller under fortplantningstiden. Vintertid är pälsen märkbart tjockare än på sommaren och avsevärt ljusare till färgen.

Mellan fram- och bakbenen finns skinnflikar som kan spännas ut och fungera som vingar under glidflykter, som vanligen är kring 20-30m långa, men som kan bli över 50 meter långa beroende på hur högt träd djuret startar ifrån (Finnlund 1986). Flygekorren kan givetvis röra sig på marken, men om den kan välja rör den sig helst från träd till träd. Detta har också medfört att flygekorren inte spritt sig till områden som kräver förflyttning över större öppna ytor som t.ex. till skärgårdsområden som Replot och Åland. Flygekorren är nog heller inte danad för sådana företag då den är stationär med en relativt blygsam förökningstakt. Den är inte heller nomadisk och kan inte genomföra massförökning under goda födoår som t.ex. den vanliga ekorren (Björvall & Ullström 1985).

Flygekorrens föda består i huvudsak av löv, knoppar, hängen och fröställningar från lövträd (björk, al, asp etc) samt i viss mån av blomställningar från tall och årsskott från gran. På vintern domineras födan av hängen från björk och al. På våren blir inslaget av knoppar och blomställningar från barrträd märkbart. På sommaren äts blad från

olika lövträd med en övergång till björkfrön på sensommaren. På hösten domineras födan av al- och björkhängen och barrträdsknoppar (Mäkelä 1996a). På förvintern lagras hängen i viss mån i håligheter eller gamla kråk- och skatbon och även i gamla granar på yviga kvistar (Sulkava & Sulkava 1993).

Förutom tillgång på föda och skyddande gamla täta granar är tillgången på boplatser avgörande för flygekorrens fortbestånd. Mest ändamålsenliga torde bohåligheter byggda av större hackspett eller tretåig hackspett vara. De viktigaste boträden är gamla alar, aspar, björkar och tallar. Spillkråkhål och gamla ekorrbon används också men de har den nackdelen att mården har fritt tillträde. Utrymmesmässigt torde ett spillkråkhål där öppningen vuxit igen vara den optimala boplatser. I brist på naturliga bohåligheter kan flygekorren bo i en holk eller till och med inne på en vind eller i ett uthus (Eronen 1991, Wistbacka 1992).

Flygekorren är nattaktiv och tillbringar dagarna vilande i någon av revirets bohåligheter. Honorna är stationära och har ett revir som i medeltal omfattar ca 8 ha medan hanarna kan röra sig över ett något större område och deras revir är i medeltal ca 60 ha. Inom reviren finns kärnområden som nyttjas i högre grad än andra delar. (Hanski 1998, Hanski et al 2000).

Flygekorren får en till två kullar varav den första föds i april och ungarna blir då självständiga under juli-augusti. Den sällsyntare andra kullen föds midsommartid och ungarna kan ibland vara i sällskap med modern ännu i början av september. Ungarna kan förflytta sig 2-4 kilometer under sökandet efter ett eget revir (Mäkelä 1996b, Mäkelä & Wistbacka opublicerade data).

### 3 Undersökningsområdet

Undersökningsområdet omfattade fastlandsdelarna av staden Jakobstads område. Stora och Lilla Sandören genomsöktes inte år 1999. Undersökningsområdet omfattade en landyta på ca 84 kvadratkilometer. Närmare beskrivning av de olika delområdena görs i samband med utvärdering av förekomsten.

## 4 Metodik

### 4.1 Spårsökning

Den huvudsakliga metoden vid kartering av flygekorrens förekomst har varit eftersök av de arttypiska spillningspartiklarna under stora granar eller lämpliga bohåligheter. Denna metodik används i regel i alla karteringar av flygekorre (t.ex. Paakkonen 1988). Förekomsten av dessa spår har noterats i fyra klasser (Wistbacka et al 1994):

1. **Sparsam förekomst:** Endast enstaka spillningskorn har hittats under trädet i fråga
2. **Måttlig förekomst:** Fåtaliga spillningskorn hittas på olika håll vid trädets rot.
3. **God förekomst:** Små spillningshögar finns vid trädets rot och ses utan sökande.
4. **Riklig förekomst:** Marken invid trädet kan ställvis vara täckt av spillningshögar och de kan ses på någon meters avstånd från trädet.

En bra tid för detta sökande verkar vara i april-juni. Partiklarna är då gulaktiga pga pollenkornen i födan och syns bra. Vidare torde partiklarna fungera som revirmärkningar och denna utmärkningsverksamhet verkar vara som mest intensiv under våren. På sensommaren blir partiklarna mörkare pga övergången till bladföda och

därmed svårare att se. Enligt våra observationer försvinner även stora spillningshögar på ett par månader och fynd av spillning tyder således på att flygekorren ännu finns i området. År 1999 var spillingspartiklarna bruna pga det inte förekom hängen på al och björk, som en följd av den extremt regniga sommaren 1998.

## **4.2 Flygekorreskogar**

De skogsfragment som år 1994 hade kategoriserats som lämpliga flygekorrebiotoper (Klass 1 eller klass 2) genomsöktes sommaren 1999. En fältblankett för undersökningen gjordes med direktiv för genomsökandet. Bl.a. bör man med tanke på skogsfragmentets storlek söka efter spår under minst 20 granar eller aspar/ha för att om möjligt säkerställa att det inte finns flygekorre i fragmentet. Genomsökningen gjordes maj-augusti av Matias Backman och Rune Jakobsson.

I samband med den förra karteringen söktes en 100 ha stor ruta i gången igenom för att lokalisera de skogspartier som kunde lämpa sig för flygekorren. Detta innebär att antalet träd som spår söktes under var mindre än vid denna undersökning. I gengäld kunde en del skogspartier sökas igenom 2-3 gånger utan att flygekorre hittades. Därför görs en utvärdering av effektiviteten i samband med genomgången av de olika delområdena.

## **4.3 Holkkarteringen**

Flygekorreholkar uppsattes i inledningsskedet av undersökningen för en preliminär kartläggning av omfattningen av flygekorrens utbredning i undersökningsområdet.

Holkarna sattes upp på 3-5 meters höjd i granar eller björkar. Holkarna spriddes ut i lämpliga biotoper. I två ca 100 ha stora områden sattes 20-25 holkar upp hösten 1990. Områdena fanns på Ådösand och i Västersundsby. Det totala antalet holkar år 1992 var ca 230 st. År 1995 utökades antalet holkar i holkområdena i östra delen av Jakobstad och Pirilö med 50 st i samband med Susanna Helle´ns undersökningar av en ledningsgatas inverkan för flygekorrens fortbestånd (Helle´n 1999)

Holkarna kontrollerades år 1999 av Ralf Wistbacka, Matias Backman, Rune Jakobsson och Sara Kåll. År 2000 genomgicks de resterande holkarna av Ralf Wistbacka.

De använda holkarna hade mått som en starholk och var i huvudsak brädholkar men även stamholkar och specialbyggda stamholkar användes och speciellt i samband med Helle´ns undersökning.

## **4.4 Karteringsenheter**

### **4.4.1 Observationer av förekomst**

Använda karteringsenheter i denna undersökning är en **skogsdunge** eller egentligen ett **skogsfragment** med för flygekorren lämpliga biotoper. Samma indelning i skogsfragment som år 1993 användes preliminärt även i denna kartläggning. Mäkelä (1996c) använde ett avstånd på 100 m med icke lämplig biotop för att särskilja två skogsfragment från varandra. En likadan indelning infördes i samband med denna undersökning för att göra de båda undersökningarna sinsemellan jämförbara och för att införa en standard för fortsatta undersökningar inom detta undersökningsområde.

Med lämpliga biotoper avses i denna utredning äldre grandominerad blandskog med inslag av tall och al, björk, asp och andra lövträd. I denna typ av skog finns skydd, mat och potentiella hålträd (Eronen 1991). Tätare och flerskiktad skog av denna typ definierades som **klass 1** och glesare och kargare skog som **klass 2**. Detta kan väl jämföras

med den undersökning som Reunanen (1998) gjorde. Den klass 1-skogen hade ett kubikinnehåll på mer än 150 kubikmeter/ha medan klass 2-skogen innehöll 100-150 kubikmeter/ha.

I fall skogsfragmentet fanns mer än 100 m från närmaste hus definierades det som en naturbiotop. En sådan kan utgöras av en strandskog, ett skogsbryn eller ett område inne i storskogen. Motsvarande skogar som fanns närmare sommarstugor än 100 m definierades som lämplig kulturstrandskog bl.a. pga att sommarstugor och uthus i sig själv kan fungera som boplatser och att holkförekomsten kan vara hög i sådana områden. Fragment där spårfynden fanns närmare än 100 från egnahemshus eller motsvarande benäms gårdsbiotoper. I stadskärnan användes beteckningen grönområden för lämplig kulturnära skog. Den omfattar parker, grönområden kring villakvarter och egnahemshus.

## 5 Resultat

### 5.1 Pörkenäsområdet

Området domineras av karga hållmarker och utdikade myrområden. I söder, vid Norrfjärden, samt vid Långsjön finns ännu litet frodig granskog kvar men i övrigt håller man på att göra om området till en stor tallplantering. Havsstrandskogen domineras av hållmarker och sanddyner med tallskog.

I detta delområde fanns år 1993 40 stycken skogsfragment (yta = 102,5 ha), som bedömdes vara lämpliga för flygekorre. I detta delområde är de olika fragmenten i regel åtminstone 100 meter från varandra och det är således ingen svårighet att utvärdera utvecklingen i förekomsten.

9 stycken av skogsfragmenten var bebodda år 1993. År 1999 var 8 fragment bebodda. 2 av de fragment som var bebodda år 1993 var toma men ett nytt fragment var bebott.

Undersökningseffektiviteten var i stort sett likadan som år 1993. Ingen av holkarna genomgicks, vilket kan ha medfört att effektiviteten var något lägre. År 1990-1993 noterades likväl inte någon nämnvärd användning av holkarna - t.ex. noterades inte en enda ungkull i holkarna i området.

Flygekorren hade inte spritt sig till de lämpliga biotoperna invid Långsjön trots att där finns både holkar och hackspettshål. Pga de kalhyggen staden Jakobstad gjort håller de lämpliga områdena i områdets mitt på att försvinna och en uppdelning i två små grupper av lämpliga fragment sker. Mot söder har flygekorren kontakt med än så länge rätt starka populationer i Socklot (Miljövårdsbyrån i Nykarleby, opubl. material)

Under 6 år 1993-1999 har 17 ha dvs ca 17% av den för flygekorren lämpliga skogsarealen försvunnit. Detta innebär att all lämplig skog, under tilltagande uppsplittring, kan försvinna på 30 år. Den nya skog som växer upp under denna tid är till övervägande del en s.k. tallplantage. Endast 4 ha av den lämpliga skogsarealen har någon form av skyddsbeteckning i stadens generalplan från år 1995. Denna plan har ingen rättsverkan. (dvs den är en generalplan av första graden). Ingen skog är fredad enligt naturskyddslagen. Flygekorren finns än så länge kvar då hyggena drabbat sådana skogsfragment som de ej bebott.

## 5.2 Västersundsby

Området domineras i söder av tallskog och stora utdikade tallmyrar. I norr och öster finns frodigare granskogar t.ex vid Fäboda, Mässträsket och i stadens västra utkanter. Strandskogen vid havet domineras av hållmarker och sanddyner med tallskog.

I detta område finns 61 skogsdungar (yta = 236 ha), som bedömts vara lämpliga för flygekorre. Områdena är i regel väl åtskilda men vid Fäboträsket finns flere små fragment som ligger anslutning till större sammanhängande områden. De inverkar dock endast marginellt på utvärderingen av resultatet.

År 1993 var 14 skogsdungar bebodda. Av dessa var 2 stycken tomta år 1999. År 1999 var 22 fragment bebodda av flygekorre.

Således hade flygekorrrarna flyttat in i 10 nya fragment. Av dessa fanns 6 invid skogsbryn vid stadens västra utkanter. 2 låg i anslutning till området i Fäboda där en mycket stark stam fanns 1993. Detta område är stort sett oförändrat och en utflyttning till randområdena verkar ha skett. 2 stycken låg i anslutning till Vallanorådet nära ett stort bebott område som splittrats av hyggen 1994-1998.

De områden som övergivits fanns inne i storskogen vid Mässträsket. I det ena har större delen av området, där rikligt med spår hittades, avverkats hösten 1993 av staden Jakobstad. Det andra området bedömdes år 1993 ha besökts endast tillfälligt.

Större delen av holkarna genomgicks och inventeringseffektiviteten bedöms vara högre än år 1993. Skogsdungarna genomsöktes i flere fall nu av 2 inventerare. I 8 st skogsdungar var dock antalet spillningsfynd så stort att en inventerare hade hittat dem. I 2 st fragment hittades dock 1-2 avföringspartiklar/ 120-150 granar och sådana förekomster kan ha förbisetts vid den förra inventeringen.

Under 6 år 1993-1999 har 50 ha dvs ca 22 % av den för flygekorren lämpliga skogsarealen försvunnit. Detta innebär att all lämplig skog, under tilltagande uppsplittning, kan försvinna på ca 27 år. Den nya skog som växer upp under denna tid är till övervägande del en s.k. tallplantage. Ca 2-3 ha av den lämpliga skogsarealen har skyddsbeteckning i stadens generalplan. Ingen skog är fredad enligt naturskyddslagen. Flygekorren finns än så länge kvar tack vare att hyggena i huvudsak drabbat sådana skogsfragment som de ej bebott. De naturskyddsmässigt mest värdefulla skogsdungarna har under dessa år till stor del fragmenterats eller försvunnit.

## 5.3 Ådön - Västersundsby

I detta delområde är landprofilen flackare och hållmarkerna är mer sällsynta än i de två föregående. Som en följd av detta är strandlövskogarna mer vidsträckta och invid de torrlagda småsjöarna invid Strömsbäcken finns rätt vidsträckta lövskogar. På Ådön finns rätt vidsträckta björkskogar. Området håller dock överlag på att göras om till en tallplantering. Detta fördröjs bl.a. av att det finns dikade skogskärr med rätt ung gran-björkdominerad skog. Vid stränderna, liksom i större delen av Jakobstad finns något som försiktigt uttryckt kan kallas för tät villabebyggelse (20-40 stugor/km) och detta kan innebära att strandskogarna eventuellt behandlas varsammare. Vidare finns det ofta holkar på tomterna och flygekorrrarna kan även bo inne i byggnaderna.

I detta område fanns år 1993 32 st lämpliga skogsfragment (yta = 143 ha) som bedömdes vara lämpliga för flygekorre. De är i regel åtminstone 100 m från varandra och det är således inte någon svårighet att utvärdera utvecklingen i förekomsten.

År 1993 var 11 st fragment bebodda. År 1999 var 18 fragment bebodda. De hade i de flesta fall undersökts rätt väl år 1993. Från ena halvan av ett större område hade flygekorren försvunnit. I detta område hade man huggit bort de största träden på ett ca 5 ha stort område.

I 2 av de fragmenten med en ny förekomst av flygekorre hittades bon av flygekorre i holk. I ett av dem fanns en hona med 3 ungar. I de tidigare bebodda fragmenten hittades flygekorrebon endast i 3 holkar. I området finns ett mycket starkt bestånd av större hackspett och det är därför möjligt att flygekorrarna bodde i hackspettshål. En av de finaste aspdungarna med ett tiotal hackspettshål hade dessvärre avverkats trots att dungen tydligen tidigare hade sparats vid avverkningar i området.

I detta område hade endast 10 ha ( dvs 7 %) av de lämpliga biotoperna avverkats under perioden 1993-1999. I detta område finns också områden som planeras ingå i Natura 2000. I dessa ingår ett av de större bebodda fragmenten. Delar av det höggas ner då Naturaberedningen var aktuell.

#### 5.4 Staden Jakobstad

Detta område domineras av Jakobstads stadskärna och stadens förorter och grönområden. De skogar som finns hotas förutom av hyggen även av att göras om till bostadsområden. Skogarna är ställvis gran-asp-björkdominerade. De naturskyddsmässigt mest värdefulla områdena korsas av den nya högspänningsledningen till UPM's fabriker. Denna byggdes 1996.

I området fanns år 1993 39 skogsdungar (yta = 280 ha) som bedömdes vara lämpliga för flygekorre. I stadens östra delar bildar de tillsammans med annan skog ett stort sammanhängande skogsområde där de olika delområdena är svåra att särskilja från varandra. Många områden skiljs åt av landsvägar. För att närmare belysa utvecklingen ingår i denna utvärdering även uppgifter från Helle's holkundersökning. Nya stamholkarna (50 st) har satts ut år 1995 i delområdena 5.4 och 5.5. och endast på områden som var bebodda år 1993. Holkantalet har hållits i stort sett oförändrat år 1995-1999 och totalantalet har varit ca 150 st.

År 1993 var 11 delområden bebodda och år 1999 var 20 områden bebodda.

Holkundersökningen visade att antalet honor i området var enligt följande. I denna utvärdering ingår holkar i 10 olika fragment.

**Tabell 1: Antalet honor i 10 skogsfragment i den östra delen av delområde 5.4. 1996-1999.**

År:	Antalet honor:
1996:	7
1997:	5
1998:	5
1999:	6

Under 6 år 1993-1999 har endast 1,5 ha dvs ca 0,5 % av den för flygekorren lämpliga skogsarealen försvunnit. Ca 45 ha av den naturskyddsmässigt mest värdefulla skogsarealen har skyddsbeteckning i stadens generalplan. Ingen skog är dock fre-

dad enligt naturskyddslagen. Flygekorren finns kvar och förekommer på ett större område tack vare att inga hyggen gjorts och delvis kanske också pga holkarna. Holkar finns även på gårdsplaner och i området finns även ett rätt starkt bestånd av större hackspett. I de undersökta fragmenten har antalet honor varit oförändrat 1996-1999.

5.5 Pirilö

Detta område domineras av Pirilö halvö, som sträcker sig långt ut i Larsmosjön. och stadens förorter och grönområden. Områdets södra del genomkorsas av Kållbyvägen. I söder gränsar området till Pedersöre kommun.

Rätt stora områden i den norra delen ägs av staden Jakobstad. Det finns ännu kvar rätt stora områden med gran-björkblandskogar. De hotas av hyggen eller av att bli industriområden som t.ex. askdeponi för kraftverket Alholmens kraft.

I området fanns år 1993 24 skogsdungar (yta = 189 ha) som bedömdes vara lämpliga för flygekorre. År 1993 var 10 skogsområden bebodda och år 1999 var 17 delområden bebodda.

De olika delområdena går rätt bra att särskilja från varandra. För att närmare belysa utvecklingen ingår i denna utvärdering även uppgifter från Helle ´ns holkundersökning. Holkarna hade satts ut år 1995 och endast på områden som var bebodda år 1993. Antalet fragment som ingår i utvärderingen är 8 respektive 5.

Holkundersökningen visade att antalet honor i området var enligt följande:

Tabell 2: Antalet honor i 8 och 5 skogsfragment i norra och södra delen av delområde 5.5. 1996-1999.		
År:	Antalet honor	
	Norr om Kållbyvägen	Söder om Kållbyvägen
1996:	6	7
1997:	2	6
1998:	1	3
1999:	2	4

Under 6 år 1993-1999 har 28 ha dvs ca 15 % av den för flygekorren lämpliga skogsarealen försvunnit. Ca 25-30 ha av den naturskyddsmässigt mest värdefulla skogsarealen har skyddsbeteckning i stadens generalplan. I nordost finns ett nästan 20 ha stort område som ingår i förslaget till Natura 2000. Även i söder ingår små områden i Natura 2000 invid Sandsundsfjärden. Ingen skog är dock ännu fredad enligt naturskyddslagen. Flygekorren finns kvar och har kunnat öka sin utbredning tack vare att hyggerna inte utplånat hela skogsfragment. I området finns även ett rätt starkt bestånd av större hackspett. På basen av holkundersökningen verkar det som om beståndet gått nedåt mellan år 1996 och 1999. Åtminstone ett fragment som delvis avverkats våren 1997 har inte hyst någon hona 1998-1999 men flygekorrar har besökt området. Antalet holkar har hållits konstant.

## 6 Utvärdering

### 6.1 Utveckling av förekomsten i Jakobstad

**Tabell: Förekomsten av flygekorre i Jakobstad 1993 och 1999.**

	1993	1999
Pörkenäs (28 omr)	10	8
Fäboda (61 omr)	13	22
Ådön (32 omr)	10	18
Jakobstad (39 omr)	11	18
Pirilö (24 omr)	10	17
<b>Totalt</b>	<b>54</b>	<b>83</b>

På basen av denna undersökning verkar det som om de skogsfragment som flygekorren bebor i Jakobstad ökat med ca 50 % mellan år 1993 och 1999.

Till en del kan detta förklaras med att den nya inventeringen varit effektivare än den tidigare. De skogsområden som skulle undersökas var färdigt inritade på kartan och inventerarna kunde således koncentrera sig på en mycket mindre del av området än år 1993.

Vintern 1998/1999 var förekomsten av vattensork god och sommaren 1999 var ett uppgångsår även för åkersorken - likaså var skogsfågelstammen rätt stark med god häckningsframgång för duvhöken. (G.Stara, personlig delgivning). Detta innebär att berguven och duvhökens predation på flygekorren troligen var mindre än under dåliga sorkår.

I den östra delen av undersökningsområdet kan speciellt stamholkarna ha medfört en förbättrad ungproduktion och därmed ökad användning av de tillgängliga skogsfragmenten. Samtidigt tyder dock holkundersökningarna på att antalet honor i Pirilö i den östra delen av staden minskat år 1996-1999 och detta kan innebära att förekomsten år 1999 inte var en följd av en uttalad topp i populationernas växlingar. Antalet var dock på väg uppåt igen efter bottenivån år 1998 och minskningen kan bero på en lokal predator som mård eller slaguggla.

En sak som gynnar förekomsten av flygekorre i Jakobstad är den långa strandlinjen som innebär goda vandringsmöjligheter och en tillgång på lämpliga strandnära skogsområden, som åtminstone hittills behandlats rätt skonsamt. Den totala längden på strandlinjen i området är ca 50 km.

I stadskärnans utkanter fyller grönområdena invid stränder och vid skogsbryn samma funktion som strandskogarna. Man kan notera att de områden dit flygekorren inte spritt sig eller där den minskat är fragment inne i stora skogsområden långt från stränder och skogsbryn. Fördelningen av de lämpliga fragmenten kan således gynna förekomsten av en stark population av flygekorre.



## **6.2 Är den utveckling som noterats i Jakobstad representativ för mellersta Österbotten?**

Detta kan till en del utvärderas genom att granska data från en del undersökningar som pågår.

### **6.2.1 Karlebynejden (Karleby, delar av Kronoby, Kelviå, Lochteå)**

I detta område har Sten Vikström (brev) i samband med sina rovfågelundersökningar även undersökt förekomsten av flygekorre. Som förekomst har betraktats förekomst av spillningskorn vid granskning av holkar och risbon. En förekomst anses ha upphört i fall området har kalhuggits.

Vikström har följt med 200 förekomster under i medeltal 4,2 år under 1990-talet. Av dessa hade 36 kalavverkats fram till år 1999. Dvs minskningen i antalet förekomster var ca 18 %. 20 stycken förekomster avverkades 1998-1999 dvs då inverkan av skogsskattereformen började framträda. Man kan anta att avverkningarna tilltagit år 2000.

### **6.2.2 Nedervetil-Såka**

I detta område har Johnny Björk (brev) undersökt 18 förekomster under minst 3-4 år under senare delen av 1990-talet. Av dessa hade 7 st kalhuggits fram till slutet av 1999 dvs minskningen var ca 38%.

### **6.2.3 Nykarleby, Oravais, Vörå, Pedersöre, Evijärvi, Korteshjärvi, Lappajärvi, Vetil och Alahärmä**

I detta område undersöker Sven Jungell rovfåglar med hjälp av konstgjorda rovfågelbon. Antalet bon har han enligt intervjun försökt hålla konstant på 800 st. Han placerar 1 bo/skifte och om man utgår ifrån att ett skifte är ca 5 ha motsvarar denna yta flygekorrens honrevir. Bona placeras i äldre blandskogar dvs i typiska flygekorreskogar.

Årligen kalhuggs drygt 6% av boskiftena. Detta har varit fallet under hela 1990-talet och Sven Jungell har nu ställvis svårt att hitta skogsdungar att placera de konstgjorda bona i. Detta innebär att potentiella flygekorreskogar försvinner mycket snabbt och att de ställvis håller på att försvinna.

## **7 Avslutning**

Det förefaller som om Jakobstad åtminstone tillsvidare är ett undantag från den på flere andra ställen konstaterade trenden att flygekorren minskar i samband med att flygekorreskogarna kalhuggs. Jakobstad är dock inte representativt för mellersta Österbotten som helhet. I fall man rör sig norrut och inåt landet är situationen mycket sämre. Överlag förefaller det som om den trend som konstaterades i samband med flygekorreatlasen (Hokkanen m.fl. opubl.) är den dominerande i nejden.

## **Litteraturförteckning**

- Eronen, P. 1991: Liito-oravan habitaattivaatimuksista Etelä-Suomessa. - Lounais-Hämeen Luonto 78: 80-93. Eronen, P. 1993: Selvitys Nuuksion järviylängön Vihdin kunnan puoleisten osien liito-oravakannasta. - Vihdin kunnan ympäristösuojelulautakunta, Vihti. 12 s.
- Björvall, A & Ullström, S. 1985: Däggdjur - alla Europas arter. Wahlström & Widstrand. Belgien 1990.
- Finnlund, M. 1986: Havaintoja liito-oravan kiimaleikeistä. - Siipeili 6 (1): 28-30.
- Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*. - *Wildlife Biology* 4: 33-46.
- Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000: Home range size, movements and nest site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys Volans*. - *J. Mammalogy* 81(3). Painossa.
- Helle´n, S. 1998: En kraftlinjes inverkan på flygekorrens förekomst i Jakobstad. Vasa Läns vattenskyddsförening. 13 ss.
- Komite´n för skydd av hotade växter och djur 1986: II Utrotningshotade djur- Komite´betänkande 1985:43, Miljöministeriet, Helsingfors 466 s.
- Komite´n för skydd av hotade växter och djur 1992: Komite´betänkande 1991:30, Miljöministeriet Helsingfors. 328 s.
- Mäkelä, A. 1996a: Liito-oravan (*Pteromys volans*) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Mäkelä, A. 1996b: Liito-oravan (*Pteromys volans*) lisääntymisbiologiasta. Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Mäkelä 1996c: Liito-oravan (*Pteromys volans*) esiintymisestä Alavuden tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1994 selvitysten perusteella. Liito-orava Suomessa. WWF:n Suomen Rahaston Raportteja Nro 8.
- Paakkonen, J. 1988: Pohjois-Espoon liito-oravakannan inventointi 1988. - Espoon ympäristönsuojelutoimisto, Espoo
- Reunanen, P. 1998: Liito-orava levinneisyytensä äärilaidalla Pohjois-Suomessa. - Luonnon Tutkija 102: 29-30.
- Sulkava, P. & Sulkava, R. 1993: Liito-oravan ravinnosta ja ruokailutavoista Keski-Suomessa. - Luonnon Tutkija 97: 136-138
- Wistbacka R., Köykkä S. och Nyman B. 1994: Undersökning av flygekorrens förekomst och biotopval i Jakobstad 1989-93. Miljövårdsnämnden i Jakobstad. 16 ss.

## Kuinka monta liito-oravaa Suomessa todella on?

– kriittisiä huomautuksia liito-oravan kannanarvioon Suomessa

*Pasi Reunanen ja Mikko Mönkkönen, Oulun yliopisto*

Eliöiden kannanarviointi luotettavasti on tunnetusti erinomaisen vaikea tehtävä. Kannanarvio voidaan hyvin harvoin perustaa absoluuttiseen tietoon, jolloin arvio vastaisi lähes täysin todellista yksilölukumäärää. Koska tällaista arviota ei juuri koskaan voida tehdä, kannanarvioiden täytyy perustua jonkinlaiseen otantamenetelmään. Otannan avulla pyritään arvioimaan lajin runsaus jollakin pienellä helposti hallittavalla aluekokonaisuudella. Tämän perusteella voidaan edelleen yleistää otoksen avulla saatu arvio koskemaan koko tutkimusaluetta tai parhaassa tapauksessa jopa laajempaa maantieteellistä aluetta. Otanta voi perustua suoriin tai epäsuoriin havaintoihin lajista. Lintujen tiheysarviot perustuvat pääasiassa laulavien koiraiden havainnointiin, kun taas nisäkäshavainnot pyritään tekemään talviaikaan laskemalla eri lajien jättämät jäljet lumihangesta. Havaintojen muuttaminen tiheysarvioiksi tai kannan runsaudeksi tapahtuu useimmiten kokonaisuudelle lajiryhmälle päteväksi havaitulla laskennallisella menetelmällä.

Vuoden 1996 keväällä Maailman Luonnon Säätiön julkaisemassa liito-oravaraportissa liito-oravan runsautta Suomessa arvioitiin ensimmäistä kertaa otantaan perustavalla arviointimenetelmällä. Aiemmat arviot olivat perustuneet paljolti tutkijoiden omien kokemustensa perusteella tekemiin oletuksiin ja lajin kannankehityksessä tapahtuneeseen huolestuttavaan notkahdukseen. Aikaisempiin erittäin varovaisiin arvioihin verrattuna uusi arvio oli paljon suurempi, jopa yli 20-kertainen. Hieman rohkeammatkin vanhat arviot ylittyivät ainakin viisinkertaisesti. Liito-oravan kannanarviointi ei kuitenkaan ole mm. lajin käyttäytymispiirteiden ja elinympäristön valintaan liittyvistä tekijöistä johtuen aivan yksinkertaista. Laji on lähes äänetön ja se liikkuu öiseen aikaan pääasiassa liitelemällä puusta toiseen. Tästä johtuen lintujen ja nisäkkäiden kannanarvioinnissa käytetyt menetelmät eivät oikein sovellu liito-oravan tapauksessa. Liito-oravan esiintymisen metsästä voi harjaantunut havaitsija helposti todeta lähes varmuudella, mutta metsässä asuvien yksilöiden lukumäärää ei voida sanoa tälläkään tavalla luotettavasti. Liito-oravaraportissa käytetty menetelmä muistuttaa Suomen kasviatlashankkeessa sovellettua periaatetta arvioida kasvillisuutta, nimittäin tapa arpoa neliökilometriruudut systemaattisesti eteläiseen Suomeen. Muuten menetelmä muistuttaa eräänlaista nisäkä- ja lintulaskentojen yhdistelmää. Kasvitieteilijät tutkivat arvotulta neliöpeninkulmaruudulta ainakin kymmenen ruutua, liito-oravan kartoittajat ainoastaan yhden neliökilometrin 50 km x 50 km ruudulta. Kasviatlaksessa kerätään lisäksi yksittäisiä kasvillisuushavaintoja koko neliöpeninkulmaruudulta. Otannan koko ja sen myötä tarkkuus määräytyvät luonnollisesti käytössä olevien resurssien mukaan.

Julkisuudessa on kuluneiden kolmen ja puolen vuoden aikana silloin tällöin korostettu – Maailman Luonnon Säätiön kannanarvioon nojaten –, että liito-orava on, toisin kuin aiemmin on oletettu, hyvin yleinen. Samassa yhteydessä tavallisesti muistetaan mainita nimenomaan kannanarvion yläraja, 100 000 yksilöä. Katsomme, että viime aikainen julkinen keskustelu liito-oravasta perustuu paljolti epävarmaan kannanarvioon eikä siten ei ole täysin asianmukainen, ja siksi haluamme tuoda esiin oman näkökulmamme.

## **Miksi kannanarvioon on suhtauduttava kriittisesti?**

Maailman Luonnon Säätiön liito-oravatyöryhmä kartoitti liito-oravan esiintymistä 77:llä neliökilometrin ruudulla Etelä-Suomessa (~ 0.04 % alueen koko pinta-alasta). Ruudut sijoitettiin systemaattisesti vakiovälimatkoin (50 km välein) koko Etelä-Suomen alueelle. Mikäli > 50 % ruudun alasta meni päällekkäin vesistön kanssa, valittiin lähin sopiva "maaruutu". Liito-orava havaittiin 19 ruudusta, mutta kaiken kaikkiaan yksilöitä tavattiin 23. Liito-oravaesiintymien lukumäärä katsottiin 23:ksi eli 30 % ruuduista oli liito-oravaruutuja. Tämä yleistettiin koko Etelä-Suomea koskevaksi tulokseksi ja lajin kannanarvioksi saatiin 40 000-50 000 pesivää liito-oravanaarasta. Luvun katsottiin vastaavan käytännössä liito-oravan kokonaisparimäärää Suomessa.

Tarkasteltuamme menetelmää hieman lähemmin saatoimme huomata, että menetelmässä on selviä heikkouksia, jopa virheitä, jotka voivat vaikuttaa merkittäväällä tavalla kannanarvioon. Ainakin seuraavat kysymykset ovat kriittisiä pohdittaessa menetelmän soveltuvuutta liito-oravan kannanarvioimiseksi:

- 1) Mikä tutkimuksessa oli varsinainen otantayksikkö: ruutu vai liito-oravayksilö?
- 2) Jos liito-orava on ensisijaisesti metsien asukas, voidaanko kannanarvio kuitenkin laskea koko Etelä-Suomen pinta-alan perusteella?
- 3) Voidaanko kannanarviossa saatua lukua pitää parimääränä?
- 4) Kuinka hyvin otannalle asetetut kriteerit täyttyvät ja millainen virhemarginaali tähän 77 km<sup>2</sup>:n perusteella tehtyyn arvioon koko Etelä-Suomen liito-oravakannasta sisältyy?

Käymme seuraavassa läpi edellä esitetyt kysymykset ja tarkastelemme liito-oravan kannanarvion luotettavuutta.

1) Tutkimuksen otanta käsitti siis 77 ruutua, joista 19:llä tavattiin merkkejä liito-oravasta. Tutkimuksessa havaittiin kuitenkin kaiken kaikkiaan 23 erilliseksi havainnoksi tulkittavaa liito-oravan esiintymispaikkaa. Tutkimuksen havaintojen perusteella laskettiin liito-oravaesiintymien määrä tutkittua pinta-alaa kohden (23 esiintymää/77 km<sup>2</sup>), mikä antaa lajin esiintymistiheydeksi 0.3 yksilöä/km<sup>2</sup>. Luku havaittiin lähes identtiseksi aiempien alueellisten tutkimusten keskimääräisen tiheysarvion kanssa. Tulosten yhtäläisyyden katsottiin vahvistavan tutkimuksessa saatua tiheysarviota. Tämän "vakiotiheyden" perusteella voidaan siten laskea myös koko tutkimusalueella eli Etelä-Suomessa esiintyvien liito-oravien lukumäärä. Kuitenkin myös alueellisten osatutkimusten (n=4) perusteella laskettuun esiintymistiheyteen liittyy muutama kyseenalainen piirre. Ensiksikin eri alueiden liito-oravatiheydet vaihtelevat 0:sta 0.91:een esiintymään neliökilometrillä, ja toiseksi 84 % havainnoista on tehty yksinomaan Nuuksiossa. Otoksen pienuudesta ja tiheysarvojen suuresta vaihtelusta johtuen tulosten samanlaisuutta voi pitää puhtaana sattumana. Mikäli otantayksikkönä käytetään ruutua, jolla liito-orava havaittiin (0.25 yksilöä/km<sup>2</sup>), eikä kaikkien havaintojen perusteella laskettua liito-oravan esiintymistiheyttä, päädyimme suuruusluokaltaan samanlaisiin arvioihin. Ero arvioiden välillä on noin 18 %, 8 000-9 000 paria.

2) Kuinka suurta pinta-alaa kohden yleistys voidaan tehdä? On totta, että tutkimuksen otos on systemaattinen läpileikkaus suomalaisesta maiseman rakenteesta. Mutta kuinka hyvin se heijastelee liito-oravan elinympäristön esiintymistä tai liito-oravalle ylimalkaan mahdollisen ympäristön määrää Etelä-Suomessa. Mielestämme ei ole asianmukaista, että liito-oravan runsaus on yleistetty yli koko eteläsuomalaisen maisemakirjon peltoineen, taajamineen ja lukuisine järvineen. Itse tutkimuksessa tämä huomioitiin välttämällä vesistöjä, sillä mikäli yli puolet otantaruutua sattui limittäin järven tai lammen kanssa, valittiin tämän asemasta lähin "maaruutu". Jos tämä seikka olisi huomioitu edes pääpiirteittäin jatkossakin kannanarviota lasket-

taessa, arvio olisi asettunut selvästi alhaisempiin lukemiin. Metsätilastollisen vuosikirjan tietojen mukaan noin 50% Etelä-Suomen pinta-alasta voidaan lukea metsämaaksi, joka on edes teoreettisesti lajille sopivaa elinympäristöä. Tällöin sopimattomaksi elinympäristöksi on katsottu vesistöt (12.7 % pinta-alasta), maatalousmaa (14.4 %), rakennettu ympäristö (5 %), jouto- ja kitumaat (5.5 %) sekä varsinaisesta metsämaasta puuttomat alat ja nuoret taimikot (11.6 %). Lajille sopivan pinta-alan huomiointi laskee kannanarvion noin puoleen raportissa esitetystä luvusta.

3) Koskeeko otannan havainnot liito-oravapareja vai -yksilöitä? Maastosta löydetty jätökset tulkittiin vakituisella elinpiirillä asuviksi naarasyksilöiksi. Asutun liito-oravametsän toteaminen jätösten perusteella ei ole vaikeata. Toistaiseksi on kuitenkin epävarmaa, tarkoittaako jokainen havainto ilman muuta, että kysymyksessä on liito-oravapari. Radioseurantatutkimuksethan ovat osoittaneet, että vain naaraat ovat pääsääntöisesti paikkauskollisia, mutta koiraat liikkuvat hyvinkin laajalla alueella ja mitä erilaisimmissa ympäristöissä. Jätösten perusteella koiraiden asuinpaikkoja ei voi erottaa naaraiden asuttamista, eikä siis voida automaattisesti olettaa, että löydetty paikka edustaa pesivää naarasta tai paria. Selkeiden jätöskasojen merkitys on myöskin vielä epäselvä, minkä vuoksi niiden käyttö kannanarvioinneissa voi olla harhaanjohtavaa, vaikkakin toistaiseksi lähes ainoa tapa arvioida lajin esiintymistä. WWF:n tutkimus ei luonnollisestikaan tavoita esimerkiksi dispersoivia yksilöitä tai pihapiireissä tms. asuvia yksilöitä, vaan ne jäävät kokonaan arvion ulkopuolelle. Kuinka lukuisa tämä joukko on, jää täysin arvailujen varaan.

4) Jotta liito-oravaotannan tuloksia voidaan luotettavasti yleistää koko Etelä-Suomen liito-oravapopulaatioon, otoksen tulisi olla edustava satunnaisotos tutkitulta alueelta. Tutkittuja ruutuja ei kuitenkaan ole satunnaistettu, vaan ruudut on sijoitettu systemaattisesti poikki Etelä-Suomen. Tämän menettelyn taustalla on oletus, että laji on levittäytynyt tasaisesti kautta koko tutkimusalueen. Asuttujen ruutujen sijaintia tarkasteltaessa käy kuitenkin ilmi, että suurin osa (11 kpl, eli 58 %) asutuista ruuduista sijaitsi Länsi-Suomessa (Etelä-Pohjanmaa ja Keski-Suomi). Esimerkiksi Pohjois-Savosta ja Pohjois-Karjalasta löytyi vain yksi asuttu ruutu. Levinneisyyden painottuminen yhteen osaan tutkimusaluetta johtaa herkästi erittäin suuriin virheisiin kannanarvioissa. Mitä laajemmalle alueelle tiheysarvio yleistetään sitä epävarmemmaksi kannanarvio tulee. Käytetystä otanta- ja kannanarviointimenetelmästä seuraa myös se, että koko Etelä-Suomeen yleistetty otosvarianssi on todella korkea ja arvion luotettavuus siksi alhainen.

Aineiston virhemarginaalia voidaan arvioida käyttämällä ositetun otannan menetelmää. Teimme osituksen käyttäen Maailman Luonnon Säätiön raportissa esitettyä Etelä-Suomen jakoa neljään osaan. Lounais-Suomi käsitti 22 tutkittua ruutua, joista 5 todettiin asutuksi. Kaakkois-Suomen vastaavat luvut olivat 14 ja 2, Länsi-Suomen 23 ja 11, sekä Itä-Suomen 18 ja 1. Unohtamalla nyt hetkeksi sen vaatimuksen, että kunkin ositteen sisällä ruutujen olisi tullut olla satunnainen otos mahdollisia ruutuja, voimme laskea aineistosta kannanarvion keskiarvon ja sille luottamusrajat 95 % todennäköisyydellä (eli mikä on ylä- ja alaraja kannanarviolle, jos erehtymisen riski halutaan pitää alle 5 prosenttina). Jos liito-orava otoksen tulos yleistetään koko Etelä-Suomen maapinta-alalle, arvion keskiarvo on noin 39 300 yksilöä ja populaation koko 95 % todennäköisyydellä sattuu välille 24 500 ja 54 200. Metsämaan pinta-alalle laskettuna arvio on 28 100 yksilöä ja luottamusrajat 17 500- 38 800. Jos otetaan arvion yleistyksen pinta-alaksi liito-oravalle potentiaalisesti sopiva metsämaan pinta-ala Etelä-Suomessa (poislukien metsämaan pinta-alasta avoimet alat ja alle 20 v. taimikot), saadaan populaatiokoon arvioksi 23 200 yksilöä luottamusrajoin 14 500-32 000. Kuten huomataan, kannanarvio vaihtelee huomattavasti sen mukaan, mille pinta-alalle yleistys tehdään. On myös todettava, että kaikilla tavoilla laskettuna populaatiokoon arvion luottamusvälit ovat huomattavan laajat, useita tuhansia yksilöitä.

## Lopuksi

Olemme yrittäneet perustella, miksi liito-oravan kannanarvioon Etelä-Suomessa tulisi suhtautua järkevän varauksellisesti. Toistaiseksi ei ole olemassa täsmällistä, luotettavaa tietoa liito-oravan runsaudesta Suomessa. Koska lajien uhanalaisuuden arviointi perustuu tavallisesti kannankokoon ja lajin populaatioiden taantumiskehitykseen tai esiintymisalueen kutistumiseen, kannankokoon liittyviä arviointeja tulee tarkastella huolella. Yksilöiden lukumäärän arvioiminen jo sinällään on vaikeaa, mutta kannan taantumisen arvioiminen luotettavasti edellyttää, että kannankoko on voitu määrittää luotettavasti ainakin kahdesti, mieluummin useammin. Liito-oravalla kannankokoa ja siinä tapahtuneita heilahduksia/taantumista voidaan uskottavimmin arvioida ainoastaan paikallisella tasolla, sillä onhan monien pöntötysalueiden liito-oravapopulaatioita seurattu tiiviisti jo useita vuosia. Näidenkin seuranta-alueiden, siis suhteellisen pienten aluekokonaisuuksien, liito-oravatiheyksien arviointi on kuitenkin edelleen tekemättä. Vasta kun liito-oravan runsaus jollakin tietyllä yksittäisellä alueella voidaan arvioida luotettavasti, voimme yrittää kehitellä suurempia aluekokonaisuuksia koskevia arviointimenetelmiä. Toivomme, että vastedes liito-oravan runsauteen maassamme suhtauduttaisiin varovaisemmin, eikä julkisuudessa nojattaisi mielestämme epäluotettavaan kannanarvioon enää niin tukevasti liito-oravaa koskevia kysymyksiä pohdittaessa. Melko selvää kuitenkin on, että liito-orava on maassamme runsaslukuisempi kuin vielä 10 vuotta sitten oletettiin, mutta käytetyn kannanarviointimenetelmän perusteella ei voida sanoa mitään kovin täsmällistä kannan tämänhetkisestä suuruudesta. Siten WWF:n kannanarvion käyttäminen uhanalaisuusluokituksen lähtökohtana on arvelluttavaa, ellei menetelmän rajoituksia tunneta ja niiden vaikutusta itse luokitukseen osata huomioida. Mikäli liito-oravakannasta halutaan luotettavampi arvio, otannan tulee noudattaa mieluiten ositettua satunnaisotantaa ja otoskoon tulee olla huomattavasti suurempi kuin 77 neliökilometrin kokoista ruutua. Lisäksi on tarkkaan pohdittava, millaiselle pinta-alalle otoksen perusteella saatu arvio voidaan yleistää.

## Raportti Luodon ja Kokkolan tutkimuksista

Ralf Wistbacka

### 1 Korvamerkintä

Tutkimuksen päämääränä on ollut seurata lajin biologiaa korvamerkinnän avulla. Eläimet on pyydystetty pöntöistä ja kontrolloitu tai merkitty. Yhteistyössä Kokkolan kaupungin ympäristötoimiston kanssa (Juhani Hannila ym.) on seurattu eläinten mahdollista liikkumista Luodon Eugmon ja Kokkolan Öjan välillä. Pönttöjen määrä on Luodossa noin 150 pönttöä 57 pönttöryhmäalueella. Öjassa pönttöjen määrä on noin 100. Luodossa poikueita on merkitty vuosittain noin 20-30 kpl.

Siirtymiä Luodon ja Kokkolan välillä (lähimmät pönttöalueet noin 1-2 km toisistaan) ei ole vuosina 1994-2000 vielä todettu. Lisäksi Eugmon itä- ja länsiosien välillä ei ole vuosina 1993-1998 todettu siirtymiä. Vuosina 1999-2000 3 nuorta eläintä on kuitenkin ylittänyt Eugmon osa-alueita erottavaa noin 1 km leveätä pelto/kalliometsä-aluetta. Lähimmät seuratut alueet eri osa-alueilla ovat noin 1,5 km toisistaan ja eri osa-alueet näyttävät siten olevan yhteyksissä keskenään.

Korvamerkintä on myös tuottanut tietoa eläinten iästä. Vanhin tunnettu naaras on tällä hetkellä vähintään 6,5 vuotta eli merkitty aikuisena keuhkatalvella 1994 ja vanhin tunnettu koiras on vähintään 5,5 vuotta. Aineistoni perusteella ei ole kuitenkaan kovin tavallista, että liito-orava saavuttaa näin korkean iän.

### 2 Radiolähetinseuranta

Yhdessä Oulun Yliopiston tutkijoiden kanssa (Pasi Reunanen ym.) Luodossa on seurattu yhteensä 19 liito-oravaa radiolähettimien avulla (10 koirasta ja 9 naarasta). Mm on yritetty selvittää reviirikokoa, pesäpaikkojen käyttöä eri vuodenaikoina, sekä eläinten terminaalivaiheita ja niiden taustoja.

Naaraiden reviirikoko on vaihdellut noin 3 ja 10 ha välillä. Enimmät ovat olleet noin 4-7 ha. Koiraat ovat liikkuneet aktiivisesti ympäri vuoden ilmeisesti eri naarasreviirien välillä. Koiraiden reviirikoot ovat olleet noin 7 ja 45 ha välillä. Enimmät ovat olleet 18-36 ha välillä.

Nämä mittaukset on tehty alustavasti laskemalla kaikkien havaintopisteiden väliin jäävä pinta-ala. Koiraiden kohdalla on otettu mukaan myös pesäpaikkahavaintoja.

Pesimisaikaan (maalis-heinäkuu) varsinkin naaraat käyttivät lähes yksinomaan pönttöjä tai koloja. Kahden naaraan pisimmät pesäpaikkojen väliset vaellukset todettiin maaliskuussa sen jälkeen kun niiden pesäpöntöt oli tilapäisesti tukittu. Myös koiraat oleskelivat keuhkatalvella -alkukesällä vilkkaammin pöntöissä ja koloissa.

Loppukesällä, syksyllä ja talvella olivat oravanpesät yleisesti katsoen hyvin suosittuja. Tämä vaikutti kuitenkin olevan melko yksilöllistä. Joku pariskunta tai yksittäinen orava saattoi käyttää pönttöjä enemmän osan talvea. Luonnonkolot ovat tämän tut-





## **Liito-oravasymposio**

**Lammin biologisella asemalla 13. – 14.11. 1999**

### **Ohjelma**

Esitysten aikoihin on varattu keskusteluaikaa esityksestä riippuen 5 – 10 min.

#### **Lauantai 13.11.**

Klo 10.30 – 12.00	Saapuminen ja majoittautuminen	
Klo 12.00 – 13.00	Lounas	
Klo 13.00 – 13.05	Avaussanat, puheenjohtajien ja sihteerin valinnat	Ilpo K. Hanski
Klo 13.05 – 13.35	Suomen liito-oravatutkimuksen historiikki	Antero Mäkelä
Klo 13.35 – 13.55	Keuruun – Virtain esiintymiskartoitukset	Pertti Sulkava
Klo 13.55 – 14.15	Alavuden 15 v. kartoitukset ja vuoden 1999 kartoitus	Antero Mäkelä
Klo 14.15 – 14.30	Pietarsaaren kartoitus	Ralf Wistbacka
Klo 14.30 – 15.00	Kahvi	
Klo 15.20 – 15.40	Liito-orava-atlas	Heikki Hokkanen
Klo 15.40 – 16.00	Atlaksen antamat yksilömäärät	Pasi Reunanen/ Mikko Mönkkönen
Klo 16.00 – 16.10	Tauko	
Klo 16.10 – 16.40	Alavuden korvamerkinnot	Antero Mäkelä
Klo 16.40 – 17.00	Mustasaaaren korvamerkinnot	Ralf Wistbacka
Klo 17.00 – 17.45	Päivällinen	
Klo 17.45 – 18.30	Oulun yliopiston liito-oravatutkimukset	Pasi Reunanen/ Mikko Mönkkönen
Klo 18.30 – 18.45	WWF:n liito-orava-arkisto Uheks-rekisteri (SYKE) ja liito-orava	Jouni Paakkonen
Klo 18.45 – 19.00	Valtakunnallisen liito-orava-seurannan järjestäminen	Ulla-Maija Liukko Antero Mäkelä
Klo 19.00 – 20.00	Sauna I	
Klo 20.00 – 21.30	Sauna II	
Klo 21.30 –	Iltaohjelmaa, dioja ym.	

**Sunnuntai 14.11.**

Klo 08.00 – 08.45	Aamupala	
Klo 09.00 – 09.50	Liito-oravien elinpiirit, liikkeet ja ympäristön käyttö – radiolähetintutkimus	Ilpo K. Hanski
Klo 09.50 – 10.10	Radiolähetintutkimus Luodossa	Ralf Wistbacka
Klo 10.10 – 10.40	Nuorten liito-oravien dispersaali	Vesa Selonen
Klo 10.40 – 10.50	Tauko	
Klo 10.50 – 11.15	Liito-oravan uhanalaisuusluokitus	Pertti Rassi
Klo 11.15 – 11.40	Liito-oravametsien käsittely	Risto Sulkava
Klo 11.40 – 12.00	YM:n vastaus EU:n komissiolle – ydinkohdat	Markku Meriluoto
Klo 12.00 – 13.00	Lounas	
Klo 13.00 – 13.20	Metsä- ja luonnonsuojelulain vähimmäisvaatimukset liito-oravan turvaamiseksi	Hannu Heikkilä
Klo 13.20 – 13.40	Metsäsuunnittelun uudet mahdollisuudet	Markku Meriluoto
Klo 13.40 – 14.30	Yleiskeskustelua	
Klo 14.30	Kahvi	
Kahvin jälkeen lähtö kotiin		

## **Keuruun - Virtain pitkäaikainen liito-oravaseuranta**

*Raportti Ympäristöministeriön liito-oravatyöryhmälle, Lammi 13.11.1999*

*Risto ja Pertti Sulkava*

Keuruun tutkimusalueella vuodesta 1988 alkaen tehty vuosittainen noin 150 metsä-alueen seuranta (Virroilla noin 60 aluetta) vahvistaa jo aiemmin esittämäämme käsitystä siitä, että liito-oravakannoissa esiintyy selviä kannanvaihteluita. Keuruulla liito-oravakannan huiput näyttäisivät olevan noin viiden vuoden välein. Tämä tulee ottaa huomioon tulevilla kannanarviointihankkeissa. Vielä ei kuitenkaan ole selvää esim. kuinka laajalla alueella kannat vaihtelevat samanaikaisesti. Esimerkiksi Keuruun vuoden 1992 "aallonpohja" näkyi Virtain aineistossakin (välimatkaa alueilla noin 50 km), mutta Virtain pienehkö aineisto ei anna selkeää kuvaa tilanteesta. Myös toisensuuntaisia viitteitä on saatu; Ruoveden ja Virtain (välimatkaa noin 50 km) liito-oravakannat saattoivat olla syklin eri vaiheissa 1998. Tämäkin aineisto on kuitenkin varsin pieni, eikä riitä johtopäätösten tekoon. Kaiken lisäksi kaikki em. kolme kuntaa sijaitsevat varsin lähekkäin.

Liito-oravakannan kehitystä on Keuruulla seurattu tarkasti vuodesta 1988 alkaen. Kannankehitys voidaan havaita laskemalla asuttujen alueiden määrässä tapahtuneet muutokset. Muutosprosentin laskeminen on tehty siten, että on laskettu kunakin vuonna (alkaen vuodesta 1988) tutkittujen metsäalueiden ( $n =$  noin 140-150/v) määrä. Seuraavaksi on laskettu moniko aloitusvuonna tutkituista metsistä oli asuttuna aloitusvuonna, seuraavana vuonna, seuraavana jne. Sama on toistettu jokaisen "aloitusvuoden" osalta, eli yhteensä on laskettu 11 eri vuonna alkaneen kannankehitystrendin muutosprosentti aloitus- ja lopetusvuosien välillä. Menetelmä ottaa siis huomioon, paitsi lajin katoamisen alueelta, myös lajin mahdollisen paluun jollekin aiemmin tyhjälle alueelle. Pelkästään asuttujen alueiden seuraaminen voisi antaa liian negatiivisen kuvan lajin kannankehityksestä.

Liito-oravan lyhytaikainen kannanvaihtelu ei selitä lajin selkeää vähenemistä tutkimusalueella. Vähenemisprosentin suuruuteen vaikuttaa kuitenkin mm. se, onko aloitus- (ja lopetus-) vuosi ollut kannanvaihtelusyklin huippu- vai pohjavuosi. Keuruun aineistossa muutos on, syklin vaiheesta huolimatta, ollut negatiivinen (-7 - -47%) 10 aloitusvuoden osalta. Ainoastaan yhdessä muutossarjassa tulos oli +/- 0, ja siinä verrattiin äärimmäistä aallonpohjavuotta 1992 huippuvuoteen 1999. Väheneminen on Keuruulla ollut keskimäärin noin 30 % kymmenessä vuodessa.

Tutkimme 1998-99 tarkasti yhtä yhtenäistä aluetta sekä Virroilla että Keuruulla. Virtain alueen laajuus oli noin 17 km<sup>2</sup>, Keuruun 14 km<sup>2</sup>. Alueet rajattiin 1:20 000 peruskartalle suoraan koordinaattiviivoja pitkin. Molempien alueiden maastot luokiteltiin (maastossa) liito-oraville sopiviin, kulkukelpoisiin ja täysin kelvottomiin. Samalla etsittiin mahdollisia ennestään tuntemattomia liito-oravaesiintymiä. Tulokset ovat mielenkiintoisia.

Keuruun länsiosan ja Virtain länsiosan liito-oravatilanteet poikkeavat toisistaan selvästi. Keuruun alueella on yksi liito-oravaesiintymä, sekin heikko. Virtain alueella esiintymiä on noin 30. Vaikka sopivaa metsää on Keuruulla hieman enemmän ja jopa suurempina laikkuina, ovat Keuruun alueen liito-oravalle sopivat metsät huomatta-

vasti pahemmin pirstoutuneet erillisiksi saarekkeiksi. Keuruulla avohakkuita (= so-  
pimatonta aluetta) on enemmän ja toisaalta riukuvaiheisia metsiä (= kulkukelpois-  
ta) vähemmän kuin Virroilla. Saarekkeisuus ja (meta-) populaation dynamiikan es-  
tyminen selittänevät ainakin osan alueiden erilaisesta liito-oravatilanteesta.

Laajempaa aluetta tarkasteltaessakin erot Keuruun ja Virtain välillä ovat huomatta-  
vat. Keuruun liito-oravilla tilanne on selvästi synkempi. Keskimääräiset liito-orava-  
esiintymien väliset etäisyydet ovat Keuruulla suurempia. Ilmeisesti pitkät etäisyydet  
ylittävät toimivan populaatiodynamiikan vaatimukset. Itse asiassa Keuruun länsi-  
osa-Vilppula-Virtain itäosa alueelle on muodostunut (muodostumassa) laaja liito-  
oravatyhjiö. Paljonkohan vastaavia aukkoja lajin levinneisyydessä Suomessa on?  
Virtain länsiosan-Alavuden seudulla liito-oravakanta on yhä melko runsas, ja popu-  
laatiodynamiikka toimii. Mutta miten tällaisia alueita saataisiin säilymään?

Aineistomme mukaan nykyinen metsänkäsittely hävittää liito-oravan elinympäris-  
töjä vauhdilla. Avohakkuu tuhoaa esiintymän luonnollisesti kokonaan. Osan liito-  
oravan elinpiiriä hävittävä avohakkuu tai elinpiiriä (osittain tai kokonaan) muuttava  
harvennushakkuu on tutkimissamme metsissä tuhonnut paikallispopulaation koko-  
naan 36 %:ssa tapauksista ( $n = 44$ ). Osassa tapauksista, joissa laji on säilynyt, se on  
kuitenkin siirtynyt läheiselle muulle metsäalueelle. Toisaalta liito-oravat häviävät  
välillä myös biotoopeilta, joita ei ole käsitelty mitenkään. Näille ne kuitenkin usein  
myös myöhemmin palaavat, jos metsäyhteys laikulle vain on säilynyt.

Huomionarvoista on myös liito-oravan ja haavan kiinteä yhteys. Lähes kaikilla lajin  
tutkimusalueellamme jatkuvasti asuttamista alueista esiintyy suurikokoisia haapo-  
ja. Petoista kanahaukalla ei välttämättä näyttäisi olevan vaikutusta alueen liito-oravien  
menestymiseen. Sen sijaan viirupöllön pesiminen aiheuttaa yleensä ainakin ti-  
lapäisesti liito-oravien katoamisen alueelta.

## Raportti Mustasaaren tutkimuksesta

Ralf Wistbacka & Antero Mäkelä

### 1 Tutkimusalue

Tutkimusalue koostuu suuren peltoalueen itäreunassa olevista metsäsaarekkeista. Idässä on suurehko yhtenäinen koivuvaltainen metsä sekä pirstoutuneita talousmetsiä. Etelässä ja lännessä on suuria yhtenäisiä peltoalueita. Pohjoisessa noin 1,5 km päässä on yhtenäinen havupuuvaltainen metsäalue joka osaksi sisältyy Natura-2000:een.

### 2 Menetelmät

Eläinten seurantaan varten maastoon on viety 72 pönttöä. Näistä puolet on alueen suurimmassa saarekkeessa (60 ha) ja loput piensaarekkeissa (18 ha, 5 ha, 2 ha, 1 ha). Eläimet on korvamerkitty. Pöntöt on katsottu 3-4 kertaa vuodessa tavallisimmin kesäkuussa, elokuussa ja maaliskuussa.

### 3 Tutkimuspäämäärät

Tavoitteina on ollut seurata eläinten liikkumista erinäisten mahdollisten vaellusesteiden yli. Lisäksi on seurattu mm poikastuotantoa, eläinten kuolleisuutta yms.

### 4 Eläinten liikkuminen

Nuoret eläimet ovat liikkuneet 100-140 m levyisten peltoalueiden yli eri saarekkeiden välillä.

Koiraat ovat ylittäneet suurimmassa saarekkeessa olevan noin 100 m levyisen hakkuuaukon jonka länsiosassa on vähän matkaa siemenpuita. Suurimman saarekkeen ja muiden saarekkeiden koiraat näyttävät kuuluvan eri ryhmiin.

Vanhat naaraat eivät ole havaintomme mukaan vaihtaneet metsäsaarekettä. Tosin saarekkeiden sisällä pönttöryhmien välillä on ollut liikehdintää.

### 5 Poikastuotanto

Poikastuotanto on ollut suurimmassa saarekkeessa pienempi kun piensaarekkeissa eli 1,8 (n = 26) verrattuna 2,4 (n = 20). Tämän syitä on vaikeata todeta mutta ainakin tähän, tutkimusalueen ihan länsiosassa sijaitsevaan, saarekkeeseen on ilmaantunut paljon vähemmän uusia eläimiä (3 kpl vuosina 1993-1999) kun piensaarekkeille missä uusien eläinten määrä on arviomme mukaan 10-20 samana aikana.

### 6 Kuolleisuus

Kuolleisuus saattaa ainakin naarailla olla huomattavan korkea. Myyrien katotalvena 1995/1996 suurimmassa saarekkeessa hävisi 3 viidestä naaraasta ja piensaarekkeista

hävisi kaikki kuusi naarasta. Kuolleisuus oli siis noin 80 %. Piensaarekkeiden uusista naaraista huomattava osa oli tutkimusalueen ulkopuolelta. Myös vuonna 1998/1999 kuolleisuus oli huomattavan suuri piensaarekkeissa ja täydennys tuli tutkimusalueen ulkopuolelta.

## **7 Johtopäätökset**

Liikkuminen peltoalueiden yli tai pensasrivien kautta metsäsaarekkeiden välillä ei näytä olevan suurin ongelma alueella.

Mielestämme tutkimus osoittaa, että pienpopulaatiot jotka elävät pienehköissä metsäsaarekkeissa ovat hyvin alttiita petojen aikaansaamalle häviämislle (suurin vaara lienee suuret pöllöt esim huuhkaja; vrt Luodon tutkimukset). Mikäli pienpopulaatio ei ole yhteydessä muiden alueiden liito-oraviin on vaarana sisäsiittoisuus tai häviäminen.

Tämä saattaa muodostua hyvinkin suureksi ongelmaksi liito-oravalle mikäli metsiä maassamme yhä tuhotaan tai pirstotaan pieniin toisistaan erillään oleviin saarekkeisiin.

**Liito-oravasymposio 13.-14.11.1999 Lammilla:**

## **Oulun yliopiston liito-oravatutkimuksista**

*Eija Hurme, Satu Lampila, Leena Uimaniemi*

Eija Hurmeen pro gradu-tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, onko liito-oravan esiintyminen ennustettavissa esimerkiksi kaukokartoitusmenetelmien avulla. Työ kuuluu osana Syötteen Life Nature -hankkeen liito-oravatutkimuksiin, jossa päävastuun kantavat OY/Mikko Mönkkönen ja Pasi Reunanen (sekä Metla/Ari Nikula). Tavoitteina ovat elinkykyisten liito-oravapopulaatioiden säilyminen Syötteen alueella ja sen ympäristössä sekä käyttö- ja hoitosuunnitelman laatiminen. Lähestymistapa on maisemälähtöinen lähestymistapa (esimerkiksi mitkä metsämaiseman ominaisuudet vaikuttavat liito-oravien esiintymiseen metsäkuvioissa?) ja populaatioekologinen lähestymistapa (esimerkiksi miten asutut laikut eroavat tyhjästä laikuista, kun otetaan huomioon lajin biologia ja maiseman tarkka rakenne?).

Satu Lampilan pro gradu-tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää millä tavalla nuoret liito-oravat dispersoivat. Aineisto kerättiin vuoden 1998 kesällä Mustasaaren kunnassa. Radiolähettimien avulla pyrittiin seuraamaan milloin poikaset lähtevät synnyinalueeltaan ja kuinka pitkiä matkoja ne kulkevat. Kymmenen liito-oravan poikasta merkittiin radiolähettimein. Näistä viisi oli naaraista ja loput uroksia. Eläimet paikannettiin päivittäin ja paikannukset merkittiin myöhemmin karttapohjalle. Alustavien tulosten mukaan liito-oravan poikaset eivät dispersoineet kovin pitkiä matkoja. Viimeiset paikannukset ovat joulukuun alusta, jolloin pisin dispersioetäisyys oli 2 km ja lyhin alle sata metriä.

Suomen liito-oravat ovat myös DNA-tutkimuksen kohteena. Tutkimus on osa Leena Uimaniemen väitöskirjatyötä, joka selvittää taantuneiden lajien populaatioiden geneettistä rakennetta suhteessa elinympäristöjen pirstoutumiseen. Liito-oravapopulaatioiden geneettistä rakennetta tutkitaan haploidin, itsenäisesti äidin kautta periytyvän mitokondrio-DNA:n avulla. Mitokondrio-DNA muuntelee nopeasti ( $10^{-8}$  mutaatiota/sukupolvi) merkkigeeni. Sen etuina on neutraalius ja tuman merkkigeeniin verrattuna on pieni ns. efektiivinen populaatiokoko, jonka vuoksi pullonkaulat ja geneettinen ajautuminen näkyvät nopeasti mtDNA:ssa. Tutkimuksen alustavat tulokset osoittavat, että jo Pohjanmaalla populaatioiden "äiti"linjat ovat erilaistuneet toisistaan geneettisesti. Populaatiogeneettiset tutkimukset tarjoavat varsin hyvän epäsuoran menetelmän migraation tutkimiseen.

# WWF:n Liito-orava-arkisto

*Jouni Paakkonen*

Heikki Hokkasen ja kumppanien 1970-luvulla lehtikyselyin keräämiä liito-oravahavaintoja ryhdyttiin 1980-luvun loppupuolella tallentamaan muotitietoisesti ATK-muotoon. WWF:n työryhmässä keskusteltiin tuolloin keskitetyn havaintoarkiston muodostamisen ja hoitamisen tarpeellisuudesta. Tuolloin meillä oli liito-oravan levinneisyydestä ja kannan runsaudesta jo sikäli selkeä kuva, että pelkkä lajin esiintymä-paikkatieto, vaikkapa Lammilta, ei sinänsä omaa suurta tieteellistä painoarvoa. Havainnot merenrantasaarista tai Lapinläänistä ovat sitten eriasia.

Siinä missä tutkija arvostaa vain tutkimustuloksia ovat harrastajalle havainnot kaikki kaikessa. Ajatuksemme olikin havaintoarkiston, ei pelkän esiintymätiedoston perustaminen.

Pekka Helo tiedotti Kajaanin hautausmaalla liiturin talvehtivan hangen alla pesässä, jonne johti vain myyrämäinen reikä lumessa. Sotkamolainen hautausurakoitsija puolestaan havainnoi kesäpaikkansa pihaoravien parittelut ja pesinnänkulut vuosittain tarkkaan kirjaten. Voidaankin perustellusti sanoa, että havaintoarkistoomme on hautautuneena lukuisia eriskummallisia ja vinkeitä havaintoja vuosien varrelta.

WWF rahoitti tietokonetallennusta muutamalla tuhatlappusella. Tässä kuten muissakin WWF:n rahoittamissa toiminna ehtona oli sen suojeluvaikutus. Pääteltiin olevan välttämätöntä tietää, missä liito-oravia esiintyy, jotta niitä voitaisiin suojella. Näin jällenpäin ajatellen voi vain pahoitella sijoituksen menneen kankkulankai-voon. Tietooni ei ole tullut yhtenkään esiintymispaikan säästyneen arkiston ansios- ta. Tietokonerekisteriin on tallennettu kaikkiaan 2800 havaintoa. Uudempia havain- toja on lisäksi järjestelemättä mapitettuna noin 1 500. Nämä havainnot on peräisin suoraan ilmoittajilta. Arkistoa ei siis ole lihotettu pyytämällä tietoja niiltä sadoilta ja tuhansilta, lainausmerkeissä mainiten kilpailevilta tahoilta, jotka luonto- ja liito- oravahavaintojakin keräävät. Aiemmin aktiivinen havaintojen keruu on viimevu- osina ollut sikäli passiivista, että pyytämättä saamamme kirjeet on vain siirretty mappeihin. Näin ollen on esiintymätietojen kysyntä ollut tarjontaa vilkkaampaa.

Arkiston toimintaperiaatteena on ollut avoimuus eli tietoja on toimitettu kaikille niitä pyytäneille. Arkiston käyttäjiä ovat olleet alueelliset ympäristökeskukset ja metsä- keskukset, yksittäisten kuntien viranomaiset, luontoselvitysten tekijät sekä luonnon- suojelujärjestöt. Myös luontoarvoja arvioiville konsulttiyrityksille on esiintymis- paikkatietoja aiemmin luovutettu, mutta ilmenneiden havaintojen väärinkäytön vuoksi on tästä luovuttu.

Liito-orava-arkistoa olemme vaimoni Päivin kanssa ylläpitäneet omin varoin. Työ on ollut enimmäkseen turhauttavaa. Motivaation puute johtuu siitä suuresta tarkoituk- settomuudesta onko jokin esiintymätieto myöskin siellä eikä ainoastaan täällä.

Poikkeavana esimerkkinä tästä voisi mainita havaintojen toimittamisen *Muuttuva*



pesimälinnusto kirjaan, jossa edeltäjänsä Lintuatlaksen tapaan tarkastellaan myös nisäkkäistä liito-oravaa ja näätää.

Liito-orava löytyi uudessa lintuatlaksessa 317 ruudusta. Aineistoon on lisäksi yhdistetty Päivi Eroselta saadut tiedot 276 muusta ruudusta, joissa laji on löydetty vuosina 1980-96 Suomen WWF:n rekisterin mukaan. Liito-oravaruujuja on siis yhteensä 593. Lintumiesten ja arkistomme havainnoissa lienee runsaasti päällekkäisyyttä sillä esiintymäkartta muistuttaa suuresti WWF:n raportissa julkaistua (tiedot vuosilta 1970-94). Lievää katoa tuoreemmassa kartassa näyttää kuitenkin tapahtuneen.

Suomen ympäristökeskuksen uhex-tietokantaa rahoittavat ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Metsähallitus, Metsäteollisuus ry, Metsäliitto Osuuskunta, Enso Oyj, UPM-Kymmene Oy ja Pirkanmaan metsäkeskus. Silmäillessäni 7.4.1998 ajettua liito-oravalistausta (jota tuoreempaa ei minulla ole), ihmettelen miksi Metsähallitus ja Pirkanmaan metsäkeskus tarjoavat rahaa vaan eivät havaintoja. En ulkomuistista ole pystynyt tunnistamaan yhdenkään sadoista eripuolille toimittamistamme havainnoista päätyneen sykkeen liito-oravarekisteriin. Varsinais-Suomen Luonnonsuojelupiiri keräsi taannoin 1990-luvulla tehtyjä havaintoja lehtikyselyin. Saaliiksi kertyi lähes 500 havaintoa, joista noin puolet tulivat meiltä tai olivat päällekkäisiä oman arkistomme kanssa. Tältä yli miljoonan metsähehtaarin alalta sykkeen tiedostosta löytyy peräti 5 havaintoa, joista vanhin on kirjattu uudenvuodenpäivänä 1970. Luonnonsuojelupiiri toimitti tietonsa alueelliselle ympäristökeskukselle ja ehkäpä ne ovat jo kulkeutuneet Uhex-listalle ja liito-oravaköyhä rekisteri muutoinkin paisunut.

Forssan Konikallio SYKEN listalta sentään löytyy, mutta havainto on päivitetty ajalta, jolloin en ollut mokomasta paikasta kuullutkaan. Tuohon mäkeen liittyy kuitenkin niin eriskummallinen liito-oravahavainto, että haluan sen teille kertoa esitelmän päätteeksi. Kyseisellä kalliolla keskellä viimeisintä louhintasuunnitelmarajausta kasvava vanha mänty. Kairanjäljestä päätellen puun ikä on kiinnostanut paikalla käynyt metsäkeskuksen miestä tahi ympäristöministeriön edustajaa. Onni onnettomuudessa, että liito-oravankolo oli korkeammalla, muuten olisi osunut suoraan silmään. Tästä pesäpuusta ilmoitin Hämeen ympäristökeskukseen pyytäen tulemaan oravia katsomaan kun eivät ole ennen nähneet. Luvattiin tulla ja soittaa etukäteen. Sitä soittoa ei milloinkaan tullut, mutta tekeillä ollut louhoslausunto tuli, eikä siinä tiedetä pesäpuista mitään. Samaisesta asiasta tiedotettiin Forssaan kirjallisesti tarkan kartan kera, mutta asia ei silti tullut luvasta päättäneen ympäristölautakunnan tietoon. Tälle tiedon katoavaisuuden mysteerille tulisi mielestäni löytyä jokin järkipäinen selitys, muutoin ei havaintoja kannata ilmoitella.

**Liito-oravien elinpiirit, liikkeet ja ympäristön käyttö – radiolähetintutkimus**

*Ilpo K. Hanski ja Vesa Selonen*

Olemme tutkineet sekä aikuisten että nuorten liito-oravien käyttäytymistä radiolähettimien avulla kolmella eri alueella Etelä-Suomessa vuosina 1996-1999. Tutkimusalueet olivat Iitti, Nuuksio ja Anjalankoski. Radiolähettimillä on merkitty yhteensä noin 75 aikuista liito-oravaa. Eläimiä seurattiin paikantamalla ne yhden kerran yössä 3-5 kertaa viikossa. Paikkojen koordinaatit määritettiin (GPS) ja havainnot liitettiin ilmakuvista määritettyihin metsämaiseman kuvioihin.

Aikuisten liito-oravien elinpiirit olivat uroksilla keskimäärin 59.9 + 41.1ha (n = 16) ja naarailla 8.3 + 7.3 ha (n = 17). Urosten elinpiirit olivat tilastollisesti erittäin merkittävästi suuremmat kuin naaraiden. Urosten elinpiirien koossa oli huomattavaa vaihtelua yksilöiden välillä. Seurantajakson aikana (n. 6-7 kk/vuosi) urokset tavattiin yöllä keskimäärin 292 ± 157 m:n päästä pesältään ja naaraat 111 ± 33 m:n päästä. Pisimmät matkat olivat uroksilla jopa 1.5 - 2.2 km.

Urosten elinpiirit olivat usein päällekkäin toisten urosten kanssa kun taas naaraat elivät toisistaan erillisillä alueilla. Yhden uroksen elinpiirin sisään saattoi kuulua jopa neljän eri naaraan elinpiirit. Elinpiirien sijainti viittaa moniavioiseen (polygynia tai promiskuiteetti) lisääntymissysteemiin.

Urokset käyttivät kunkin radioseurantajakson aikana keskimäärin 7.8 pesää ja naaraat 5.2 pesää. Uroksilla näistä oli 4.4 kolopesiä ja 3.2 risupesä ja naarailla vastaavasti 3.6 ja 1.4.

Tutkimusalueiden maiseman rakenteesta tehtiin ilmakuvista GIS-kartat joista erotettiin seuraavat maastokuviot: kuusivaltainen-, mäntyvaltainen- ja lehtipuuvaltainen metsä, nuori metsä (n. 8-18 m), siemenpuuhakkuu, taimikko (noin 3-8 m), hakkuuaukea (< 3 m), räme, pelto ja muu avoin. Sekä urokset että naaraat käyttivät (suosivat) ruokailuun ja muihin toimintoihinsa useimmiten kuusi- ja lehtipuuvaltaisia metsiä (Taulukko 1). Varsin usein ne kävivät ruokailemassa nuorissa metsissä sekä taimikoissa. Myöskään puoliavoimia siemenpuuhakkuita ja taimikoita ei täysin kartettu.

Taulukko 1. Liito-oravien radiopaikannuksien osuus (%) eri metsämaisematyypeissä kolmella eri tutkimusalueella Etelä-Suomessa, vuosina 1996-98, yhteensä yli 2000 havaintoa									
Aikuiset:	kuusi	lehti	mänty	nuo- ret	siemen- puu	taimikko	avo- hakkuu	räme	puu
urokset (23)	59	27	1.4	7.3	1.9	3.1	0.4	0.3	0
naaraat (23)	62	25	1.0	7.1	0.9	3.6	0.4	0	0

Uroksien elinpiirien sisään rajautui keskimäärin 6.0 ± 3.3 ja naaraiden 2.4 ± 1.3 erilaista maisemalaikkua. Urokset käyttivät keskimäärin 2.9 ± 2.0 ja naaraat 1.2 ± 0.5 eri kuusi- tai lehtipuuvaltaista laikkua toimintoihinsa.

## Nuorten liito-oravien dispersaali

*Liito-oravasymposio, Lammi 13.-14.11.1999*

*Vesa Selonen*

Dispersaalilla tarkoitetaan yksilön lähtöä synnyinseudultaan, siirtymistä tuntemattoman seudun halki ja asettumista uudelle elinpiirille.

Prof. Ilpo K. Hanskin johdolla on nuorten liito-oravien dispersaalia tutkittu vuodesta 1996 lähtien. Tutkittuja liito-oravia on seurattu radiolähettimien avulla syntymää seuraavan kesän ja syksyn ajan (marras-joulukuulle asti). Tähän mennessä on seurattu 35 nuoren liikkeitä. Näistä liito-oravista 25 selkeästi siirtyi emonsa elinpiirin ulkopuolelle eli voidaan puhua dispersoimisesta (siirtymä yli 500 m synnyinkololta). Loput kymmenen jäivät viettämään ensimmäistä talveaan emon elinpiirin läheisyyteen.

**Dispersoitu matka ei eronnut koiraiden ja naaraiden välillä** (koiraat keskimäärin 1954 metriä ja naaraat 2091 metriä), mikä on hieman yllättävää koska yleensä nisäkkäillä koiraat ovat pidemmälle dispersoiva sukupuoli. Pisin havaittu siirtymismatka oli koirailta 6,5 km ja naarailla 8,7 km. **Liito-oravan kokoluokkaa olevat nisäkkäät eivät yleensä dispersoi näin pitkiä matkoja.** Kaikkein pisimmälle siirtyneet yksilöt tekivät matkaa 1-3 kilometrin etapeissa/yö. Ennen jäämistä lopullisesti jollekin paikalle nämä nuorukaiset viipyivät päivän tai pari välietappipaikoilla. Välietappipaikoilla liito-oravat olivat useimmiten joko risupesissä tai sitten kuusenlatvassa, jossa ei ainakaan kiikarilla näkynyt risupesää. Useimmiten nuorukaiset päätyivät risupesiin myös paikoilla, joille lopullisesti jäivät.

Toisen pesueen poikasten emme ole havainneet siirtyneen emonsa kololta ( $n = 5$ ), joten näyttää siltä, että poikasen ikä vaikuttaa sen kotoalähtöhalukkuuteen.

Ennen lopullista kotoalähtöä on usein ns. **tutkimusmatkavaihe**, jonka aikana liito-orava nuoret käyvät jopa kahden kilometrin etäisyydellä emon elinpiiriltä tutkimassa ympäristöä. Tutkimusmatka vaiheen aikana nuoret palaavat seuraavaksi päiväksi takaisin synnyinkololleen. Tutkimusmatkavaihe kestää yleensä pariviikkoa, jonka jälkeen lähdetään lopullisesti.

Lopullinen dispersointi ajankohta vaihtelee runsaasti; **heinäkuun lopusta syyskuun puoleenväliin, huipun ollessa heinäkuun lopulla.** Nuorukaisen ikä vaikuttaa sen dispersointi ajankohtaan, mutta pelkän iän/painon perusteella emme esim. tänä kesänä onnistuneet ennustamaan tutkittujen liito-oravien lähtöaikoja.

Dispersaalin aikana liito-oravat suosivat kuusivaltaista metsää liikkumiseen, mutta myös muita metsäympäristöjä käytetään. Esimerkiksi muutaman sadan metrin **taimikon tai avohakkuun, jolle on jätetty yksittäisiä puita, ylitys onnistuu tarvittaessa.** Pisin havaitsemamme pellon ylitys oli 155 metriä. Ko. ylityksessä oli kuitenkin apuna muutamia ojanvarsi puita ja pensaita.

Liito-orava nuorukaiset siis dispersoivat suhteellisen pitkiä matkoja ja kykenevät käyttämään erilaisia metsäympäristöjä liikkumiseensa. Ongelmaksi liito-oravalle kuitenkin jää, ettei näidenkään dispersaalietäisyyksien varrelta useinkaan löydy tarpeeksi sopivaa elinympäristöä.

## **Liito-oravan elinympäristöjen säilyttäminen**

*Liito-oravasymposio, Lammi 14.11.1999*

*Risto Sulkava, Antero Mäkelä, Jouni Paakkonen, Päivi Eronen, Pertti Sulkava, Heikki Hokkanen, Ralf Wistbacka*

### **I Johdanto**

Liito-oravakanta on taantunut Suomessa viime vuosikymmenien aikana selvästi (Hokkanen 1982, Hokkanen ym. 1982, Hokkanen 1997). Kannan väheneminen näyttää yhä jatkuvan (Mäkelä 1996, 1999, Sulkava 1998). Taantumisen syynä on metsätalouden aiheuttama muutos metsien ikärakenteessa ja puulajisuhteissa sekä lajille sopivien elinympäristöjen pirstoutuminen erillisiksi laikuiksi (WWF 1996).

Vuosina 1994-96 WWF:n liito-oravatyöryhmä kokosi tutkimustiedon lajista ja julkaisi ohjeet liito-oravan asuttamien metsien käsittelyyn (WWF 1996). Suomen liittyminen Euroopan Unioniin ja sitä myötä voimaan tulleiden direkttiivien aiheuttamat muutokset Suomen luonnonsuojelulaissa, sekä liito-oravasta saatu uusi tutkimustieto (esimerkiksi Hanski & Stevens 1997, Mönkkönen ym. 1997, Reunanen 1998, Reunanen & Nikula 1998, Sulkava & Sulkava 1998, Hanski ym. 1999), ovat kuitenkin muuttaneet tilannetta siten, etteivät ohjeet enää ole kaikilta osin käyttökelpoisia. Ympäristöministeriö kokosi 1998 työryhmän, jonka tavoitteena oli mm. laatia ajanmukaiset ohjeet liito-oravametsien käsittelyyn sekä koota lisätietoa lajin kannankehityksestä. Ryhmä on kartuttanut liito-oravatietoutta ansiokkaasti, mutta ei ole kyennyt metsänhoito-ohjeiden valmisteluun. Tarve ohjeille on käytännön metsätaloudessa kuitenkin suuri. Myös Euroopan komissiolle annetussa selvityksessä on Ympäristöministeriö luvannut (YM 1999) tarkentaa olemassa olevia (Tapio 1998) esiteluonteisia ohjeita. Em. syistä johtuen WWF:n liito-oravatyöryhmän lajia tutkivat henkilöt ovat päätyneet kirjoittamaan uuden, ajantasaistetun, mallin. Mallin pohjalta liito-oravan elinmahdollisuuksien huomioiminen, kansainväliset sopimuksemme ja käytännön metsätalous, ilman kohtuuttomia kustannuksia, voisi olla yhteensovittavissa. Mallin toteuttaminen vaatii toki vielä paljon yhteistyötä ja ennen kaikkea hyvää tahtoa eri osapuolilta. Toivottavasti tässä työssä nyt todella päästään alkuun.

### **2 Nykyinen lainsäädäntö**

Liito-oravametsien käsittelyn pohjana on luonnonsuojelulaki (49 §), jonka teksti yksiselitteisesti kieltää hävittämästä lajin esiintymispaikkoja: "Luontodirektiivin liitteessä IV(a) tarkoitettuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty". Liito-orava on luontodirektiivin liitteen IV(a) laji. Lain tulkintavaikeuden aiheuttaa se, että "lisääntymis- ja levähdyspaikkaa" tai "hävittämistä ja heikentämistä" ei määritellä tarkemmin. Aihetta on pohtinut perusteellisesti OTT J.P. Tolvanen Ympäristöjuridiikka lehdessä julkaistussa artikkelissaan (Tolvanen 1999). Hän päätyy lainopillisessa tulkinnassaan siihen, että asiaa on lähestyttävä luonnontieteellisesti. Tämä taas tarkoittaa sitä, että lisääntymis- ja esiintymispaikalla voi olla enintään

marginaalinen ero, ja siten toimet, joilla laji katoaa elinpaikaltaan (ei voi lisääntyä) tai jotka heikentävät lajin lisääntymismahdollisuuksia ovat kiellettyjä.

Luonnonsuojelulain tarkoituksena on toteuttaa EU:n luontodirektiivin määräykset. Luontodirektiivin keskeisenä käsitteenä ja tavoitteena on säilyttää lajien suojelutaso suotuisana. Tämä tarkoittaa lyhyesti mm. sitä, että laji ei saa merkittävästi vähentyä eikä sen elinalue saa pienentyä. Luontodirektiivissä olennaista on siis lajin suojelun toteutuminen, ja tämä velvoite on Suomen LS-lain voitava täyttää. Suomen liito-oravakanta ei ole tällä hetkellä suotuisalla suojelutasolla (ks. esimerkiksi Hokkanen 1996, 1997).

### **3 Liito-oravan runsaus ja biologiset erityispiirteet**

Kannan vähenemisestä huolimatta liito-orava on yhä joillakin alueilla melko runsaslukuinen (esimerkiksi paikoin Uudellamaalla, Lounais-Suomessa ja Etelä-Pohjanmaalla). Sen sijaan toisaalla lajia esiintyy vain harvakseltaan (esimerkiksi paikoin Keski-Suomessa, Pohjois-Karjalassa, Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Koillismaalla). Myös lajin elinympäristövaatimukset (tai elinalueiden ominaispiirteet) näyttävät olevan maan eri osissa varsin selvästi erilaiset. Harvan kannan alueilla liito-oravia löytää vain vanhoista lähes hoitamattomista sekametsistä, monasti lähinnä vain nk. aarniometsistä. Tiheämmän kannan alueilla laji taas voi asuttaa varsin vaatimattoman näköisiä talousmetsiä.

Liito-oravan populaatio koostuu (ainakin harvan kannan alueilla) useista pienistä suotuisilla paikoilla eli laikuilla elävistä pien- (eli paikallis-) populaatioista (nk. metapopulaatio). Osa laikuista on asuttuina ja osa aina myös tyhjinä. Hetkellisesti tyhjät suotuisat laikut ovat siis nekin lajille merkittäviä. Nuoret liito-oravat asuttavat uusia tai aiemmin tyhjentyneitä laikkuja ja taudit, pedot tai muut tekijät hävittävät entisiä esiintymiä. Tällainen dynamiikka toimii, jos metsäalue on riittävän laaja ja yhtenäinen ja jos aina on sekä asuttuja että asumattomia suotuisan elinympäristön laikkuja. Näin kokonaispopulaatio pysyy vakaana. Ympäristön muuttuessa esimerkiksi avohakkuiden vuoksi epäyhtenäiseksi, estyy uusien laikkujen asuttaminen (dispersoivat yksilöt joutuvat avomaille ja jäävät helposti petojen saaliiksi). Jokainen yksittäisen paikan tuhoutuminen pienentää näin kokonaispopulaatiota. Kun sopivien laikkujen, niiden välisten yhteyksien tai pienpopulaatioiden määrä on pienentynyt riittävästi, ovat esiintymät täysin toisistaan eristyneitä. Tämän jälkeen koko liito-oravakannan tuhoutuminen alueelta on vain ajan kysymys.

Todennäköisesti suuressa osassa liito-oravan Suomen levinneisyysaluetta laji on tällä hetkellä jo niin harvalukuinen, että useimmat esiintymät ovat eristyksissä toisista lajin asuttamista alueista. Myös liito-oravan levinneisyysalueessa saattaa nykyään olla isojaakin "aukkoja". Tästä syystä lajin tiheämmän esiintymisalueen useiden lähekkäisten esiintymien (= paikallispopulaatioiden) keskittymät ovat liito-oravan säilymisen kannalta erityisen tärkeitä.

Vaikka liito-oravakeskittymien merkitys lajille on suuri, luovat ne ilmeisesti nykyisen lainsäädännön puitteissa kohtuuttomia vaatimuksia alueiden metsänomistajia kohtaan. Kaikkien esiintymien (= lisääntymispaikkojen) suojelu koskettaisi paikoin varsin laajoja alueita. On kuitenkin huomioitava myös, että suotuisan suojelutason saavuttaminen ei vaadi esiintymispaikkojen totaalisuojelua, etenään jos lajin kanta ympäröivillä alueilla on runsas ja siten uusia elinpaikkoja asuttavia nuoria eläimiä on runsaasti liikkeellä. Sen sijaan alueella, jossa on vain harvoja esiintymiä, on jokainen asuttu paikka lajille tärkeä lisääntymiskeskus ja ne on siten suojeltava tarkemmin.

## 4 Liito-oravametsien hoito

Tarkkaan otantatutkimukseen perustuen tiedetään, että eräällä 900 neliökilometrin alueella on keskimäärin 46 liito-oravan esiintymää (= paikallispopulaatiota) 100:aa neliökilometriä eli yhtä peruskarttalehteä kohti (Mäkelä & Kalmari 1999). Tällaista liito-oravakantaa voidaan muihin alueellisiin tutkimuksiin verrattuna pitää varsin tiheänä. Liito-oravapopulaatio saattaa olla elinvoimainen vielä huomattavasti harvemmallakin esiintymätiheydellä (esimerkiksi 30 esiintymää/100 km<sup>2</sup>). Kuitenkin raja-arvo, jota harvemmalla esiintymätiheydellä viimeistään liikutaan paikallispopulaatioiden pysyvän häviämisen riskin rajoilla, on uusimpien tutkimusten ja käytännön maastokokemuksen perusteella noin 20 esiintymää 100 neliökilometriä kohden (= 0,2 esiintymää/1 km<sup>2</sup>).

Esiintymien välisen keskimääräisen etäisyyden noustessa noin 2-3 kilometriin, ei esiintymien välillä talousmetsissä useinkaan enää ole lajille soveltuvaa metsäyhteyttä jäljellä (Sulkava & Sulkava 1999). Jos harvemmalla kuin joka viidennellä neliökilometrillä esiintyy liito-oravia, on siis todennäköistä, että jokaisen paikallispopulaation katoaminen pienentää myös alueen kokonaispopulaatiota. Vuosina 1998-99 toistetussa valtakunnallisessa liito-orava-atlaksessa liito-oravan esiintymiä on tavattu 18,2/100km<sup>2</sup>. Atlaksen tulosten mukaan liito-oravakanta on 10 vuodessa taantunut 26,3 %. Keuruun tutkimusalueella lajin väheneminen on ollut noin 30 % kymmenessä vuodessa (Sulkava & Sulkava 1999) ja Alavuden tarkasti tutkitulla alueella 17 vuodessa 36-40 % (Mäkelä 1999). Nopeasti taantuvan lajin suojele ei siis ole suotuisalla tasolla, eikä suotuisaa tasoa voitane em. tiheyttä harvemmalla esiintymispaikkatiheydellä saavuttaa.

Edellä käsitellyn perusteella liito-oravametsän hoito-ohjeetkin on suhteutettava lajin runsauteen. Ainoa järkevä tapa on luokitella alueet todellisten tunnettujen liito-oravaesiintymien määrän perusteella.

A. Alueet (kunta/metsänhoitoyhdistys), joilla tunnetaan yli 20 näköhavaintojen tai ulostelöytöjen perusteella todettua liito-oravan esiintymispaikkaa (= pienpopulaatiota) 100 neliökilometriä kohti (= vähintään 2 paikkaa/1000 ha).

B. Alueet, joilla tunnetaan alle 20 liito-oravan asuttamaa esiintymispaikkaa (= pienpopulaatiota) 100 neliökilometriä kohti.

A-vaihtoehdossa alueellisen ympäristökeskuksen ja/tai metsäkeskuksen rekisterissä (esimerkiksi paikkatietojärjestelmässä) on kyseisestä kunnasta runsaasti liito-oravan esiintymispaikkatietoja. Asuttuja esiintymiä on viimeisen viiden vuoden tarkastelujakson aikana havaittu yli 20 sataa km<sup>2</sup>:ä kohti ja siten liito-oravaa voidaan pitää alueella melko runsaslukuisena. Lajin suotuisa suojelutaso ei alueella todennäköisesti vaarannu, vaikka yksittäinen esiintymis- (= lisääntymis-) paikka hetkellisesti tyhjentyisikin. Tällöin metsänhoidossa on otettava huomioon vain liito-oravan minimivaahtimukset, eli:

1. Säästettävä ulostemerkityt haavat ja muut kolopuut sekä havaitut risupesät (= pesäpuut) lähiympäristöineen (noin 20 metrin säteellä).
2. Säästettävä ainakin osa liito-oravan ulosteillaan merkitsemistä nk. reviiripuista.
3. Säilytettävä latvusyhteydet alueen muihin metsäalueisiin.

B-vaihtoehdossa liito-orava on kunnan alueella harvinainen (alle 20 esiintymää/100km<sup>2</sup>). Paikallispopulaatiot ovat melko kaukana toisistaan (alle 0,2 esiintymää neliökilometrillä eli vähemmän kuin yksi esiintymä/5 km<sup>2</sup>). Jokainen esiintymä on tällöin lajille tärkeä, ja usean lähekkäisen esiintymän kertymät aivan erityisen merkittäviä. Näin harvassa populaatiossa yhdenkin liito-oravan paikallispopulaation hä-

viäminen aiheuttaa todennäköisesti lajin kannan pysyvän pienenemisen paikallispopulaation yksilömäärän verran. Siten laji ei pysy suotuisalla suojelutasolla. Jos häviäminen tapahtuu ihmistoimissa, rikotaan siis sekä luontodirektiiviä että luonnonsuojelulakia. Näillä alueilla metsänhoidossa ja muissa toimissa liito-orava tulee ottaa tarkoin huomioon, eli:

1. Koko elinalue (=lajille sopiva metsäalue) säilytetään suunnilleen entisellä puulajisuhteellaan, erirakenteisena sekametsänä. Esiintymän ala määritellään liito-oravan ulosteillaan merkitsemien reviiripuiden ja lajille suotuisan metsän alan avulla siten, että alue on riittävän laaja turvaamaan lajin toimeentulon (= lisääntymisen) esiintymispaikalla (keskimäärin ehkä noin 3 ha, lajille suotuisimmilla paikoilla usein huomattavasti laajempikin). Suojelutoimilla lajin elinalue pidetään jatkuvasti sille sopivana, metsäisenä, mutta sitä ei tarvitse välttämättä totaalisesti suojella. Aluetta voidaan varovasti ja tarkan suunnitelman mukaisesti käsitellä. Tällöin kyseeseen tulevat esimerkiksi varovaiset poimintahakkuut, joilla esimerkiksi taloudellisesti arvokkaimpia suuria mäntyjä voidaan poistaa. Alueella voisi olla mahdollista tehdä myös erittäin pienialaisia avo- (kooltaan enintään 3 aaria) ja harvennushakkuuta (kooltaan enintään 5 aaria). Nämä täytyy kuitenkin suunnitella siten, että liito-oravan esiintymistä alueella ei vaaranneta. Alueen sulkeutunut metsäinen luonne ei saa pitkälläkään aikavälillä merkittävästi muuttua, eikä puuston määrä pienentyä. Tällöin luonnollisesti laajemmat tai liian usein toistuvat avohakkuut tai "tavalliset" alaharvennustyyppiset harvennushakkuut eivät tule kyseeseen. Pienialaiset ja varovaiset hakkuut on suunniteltava siten, että:

A. Alueella säästetään kaikki suuret haavat ja muut mahdolliset kolopuut (= pesäpuut), havaitut risupesät ja liito-oravan ulosteillaan merkitsemät nk. reviiripuut lähiympäristöineen (noin 20 metrin säteellä) koskemattomina. Nämä rajataan hakkuualueiden ulkopuolelle.

B. Alueen puulajisuhteet säilytetään liito-oravalle suotuisina. Lehtipuita ja/tai suuria kuusia suositaan, jos niitä on alueella vähän.

C. Liito-oravan tärkeimmät ravintokohteet haavat ja lepät jätetään aina kaatamatta, samoin ainakin osa koivuista, pihlajista ja mahdollisista muista lehtipuista. Hakkuualueiden uudistamisessakin suositaan lehtipuiden luontaista uudistumista.

D. Alueen suuripuustoisten metsien yhtenäisyyttä ei missään vaiheessa vaaranneta aluetta pirstovilla hakkuilla. Suuripuustoiset yhteydet alueen eri osien välillä säilytetään pitkälläkin aikavälillä. Luonnollisesti säilytetään myös latvusyhteydet alueelta muihin lähiseutujen metsäalueisiin (=nk. ekokäytävät).

Em. vaatimukset on sitä helpompi toteuttaa mitä laajempi alue suunnitteluun varataan. Laajempi alue myös mahdollistaa useampien metsänomistajien tasapuolisen kohtelun, eikä kenellekään välttämättä aiheudu suurta haittaa liito-orava-alueen suojelusta.

Molemmissa vaihtoehtoissa on kuitenkin muistettava, että LS-laki antaa mahdollisuuden poiketa hävittämis- ja heikentämiskiellosta vain erityisin perustein ja jos lajin suotuisa suojelutaso ei vaarannu. Toimenpiteet, jotka voivat vaarantaa lajin säilymisen lisääntymispaikallaan vaativat aina poikkeusluvan (alueelliselta ympäristökeskukselta). Jos erityisiä perusteita (esimerkiksi kaupunkien kaavoituksen yhteydessä) on ja voidaan osoittaa, että suotuisa suojelutaso ei vaarannu, voi ympäristökeskus myöntää luvan toimille yksittäisestä esiintymästä huolimatta. Lupamenettely on kuitenkin harkinnanvarainen ja ympäristökeskus voi myös jättää luvan antamatta.

Koska tutkittua tietoa erilaisten metsänkäsittelyvaihtoehtojen vaikutuksista liito-oravan selviämiseen on yhä erittäin vähän, on tilannetta seurattava tarkasti. Liito-oravakannan seuranta on järjestettävä siten, että voidaan riittävällä varmuudella

todeta suojelutoimien riittävyys tai riittämättömyys suotuisan suojelutason saavuttamiseen. Jos lajin väheneminen ei pysähdy, on ohjeita tietenkin tiukennettava. Esimerkiksi lisääntymiskaudella tehtäviä hakkuita on liito-orava-alueilla tarkasteltava kriittisesti.

Liito-oravanaaraiden, jotka merkitsevät elinaluettaan aktiivisesti ulosteilla, elinpiiri on keskimäärin ehkä noin 3 ha. Harvan kannan alueilla (alle 20 esiintymää/100 km<sup>2</sup>) liito-oravan selvästi havaittavia esiintymiä on siis alle 0,6:lla prosentilla alueen pinta-alasta. Ainakin toistaiseksi tunnettuja esiintymiä on ylivoimaisessa pääosassa Suomea vielä selvästi vähemmän. Suojelun tiukentuminen lajin harvinaistuessa, voi estää lajin kannan putoamisen kriittisen tason alle. Asteittain tiukentuva suojelumalli on luultavasti sekä järkevin että halvin tapa estää lajin vähenemisen jatkuminen ja mahdollinen sukupuutto.

## 5 Edellytykset käytännön toimille

Tässä esitettyjen liito-oravametsien hoito-ohjeiden pohjalta tulisi pikaisesti luoda toimiva ja koko liito-oravan suomalaisen levinneisyysalueen kattava esiintymispaikkojen käsittelykäytäntö. Käytännön edellytyksenä on ainoastaan selvä ministeriötasolta tuleva ohjeistus. Tarvittava lainsäädäntö on jo olemassa, ja se edellyttää järjestelmän toimeenpanoa. Ilman toimivaa käytännön ohjeistusta ja sen toteutuksen valvontaa koko luonnonsuojelulain merkitys hämärtyy. Jos tässä ei onnistuta, ja LS-laki tältä osin vesitty, emme kykene täyttämään luontodirektiivin vaatimuksia. Tämä taas aiheuttanee ongelmia EU-tasolla.

### Kirjallisuus

- Hanski, I. K. & Stevens, P. 1997: Liito-oravan elinpiirit ja habitaatin käyttö Nuuksion kansallispuistossa. Raportti Metsähallitukselle. 24 s.
- Hanski, I. K., Mönkkönen, M., Reunanen, P. & Stevens, P. 1999: Ecology of the Eurasian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Finland. Teoksessa: Goldingay, R. & Scheibe, J. (eds.) 1999: Biology of gliding mammals. Filander Verlag GmbH. Painossa.
- Hokkanen, H. 1982: Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. *Biological Conservation* 23: 273-284.
- Hokkanen, H. 1996: Liito-oravan kannankehitys ja sen seuranta. Maailman Luonnonsäätiön WWF Suomen Rahaston raportteja 8: 6-11.
- Hokkanen, H. 1997: Liito-oravakannan hupeneminen on kiihtynyt. *Luonnon Tutkija* 101(1): 6-7.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1982: Liito-orava harvinaistuu yhä. *Suomen Luonto* 41(8): 35-37.
- Mäkelä, A. 1996: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintymisestä Alavuden tutkimusalueella vuosien 1981 ja 1994 selvitysten perusteella. Maailman Luonnonsäätiön WWF Suomen Rahaston raportteja 8: 21-25.
- Mäkelä, A. 1999: Liito-oravan elinalueet ja elinympäristön määrä Alavudella 1981 ja 1998. *Luonnon Tutkija* 2: 56-57.
- Mäkelä, A. & Kalmari, J. 1999: Liito-oravalle sopivan elinympäristön määrä sekä lajin esiintyminen 900 km<sup>2</sup>:n tutkimusalueella Alavudella. Tutkimusraportti ympäristöministeriön asettamalle liito-oravatyöryhmälle 13.11.1999. 11 s.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997: Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 634-642.
- Reunanen, P. 1998: Liito-orava levinneisyytensä äärilaidalla Pohjois-Suomessa. *Luonnon Tutkija* 1: 29-30.
- Reunanen, P. & Nikula, A. 1998: Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A. No 93. 51 s.
- Sulkava, R. 1998: Liito-oravaseuranta, Ruovesi-Virrat-Keuruu. Raportti ympäristöministeriön työryhmälle. 6 s.



- Sulkava, R. & Sulkava, P. 1998: Metsänkäsittelyn vaikutus liito-oraviin. Luonnon Tutkija 102(2): 56-59.
- Sulkava, R. & Sulkava, P. 1999: Keuruun-Virtain pitkäaikainen liito-oravaseuranta. Esitelmä ja raportti YM:n liito-oravatyöryhmälle. 2 s. Lammi 13.11.1999.
- Tapio 1998: Liito-orava ja hyvä metsänhoito. Esite, 2 s.
- Tolvanen, J. P. 1999: LSL 49.1 §:n soveltamisesta - Erityisesti Konikallion liito-oravaesiintymän näkökulmasta. Ympäristöjuridiikka 1/1999 s. 63-80.
- WWF 1996: Liito-orava Suomessa. Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8. 80 s.
- Ympäristöministeriö 1999: Vastaus komission selvityspyyntöön, joka koskee liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojelua. 15.7.1999, Dnr 42/353/98.

## **Ympäristöministeriön vastaus EU:n komission ympäristöpääosaston selvityspyyntöön 6/1999 Ydinkohdat**

*MH Markku Meriluoto Liito-oravasymposio*

*Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio Lammi 13.-14.11.1999*

### **I Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikan tunnistaminen**

“(Liito-oravan) selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty.” (LsL 49 §)

Kielto koskee kaikkea toimintaa ja kaikkia niitä tahoja, jotka ovat vastuussa sellaisesta toiminnasta, jonka vuoksi lisääntymis- ja levähdyspaikat voivat hävitä tai heikentyä.

Direktiivi vaatii suojelemaan myös lisääntymis- ja levähdyspaikat, jotka ovat esimerkiksi yleisesti tunnettuja tai asiantuntijan avulla tunnistettavissa, vaikka paikat eivät olisikaan “selvästi luonnossa havaittavia”.

Ympäristöministeriö toteaa, että kiellon soveltaminen edellyttää, että

- selvästi luonnossa havaittavat
- tyypilliset
- todennäköiset
- mahdolliset lisääntymis- ja levähdyspaikat
- tunnistetaan
- havaitaan
- paikkojen sijainnista päästään selville, sekä että
- tarvittaessa osataan käyttää asiantuntija-apua.

(Liito-oravan) lisääntymis- ja levähdyspaikat

- eivät ole yleisesti tiedossa
- paikkojen tunnistaminen ja havaitseminen on vaikeaa
- lajien ja sen elinympäristöjen tuntijoita on vähän.

Säännös velvoittaa ympäristöviranomaiset tiedottamaan, neuvomaan ja antamaan asiantuntijaapua liito-oravan ja sen elinympäristöjen tuntemuksen lisäämiseksi. Liito-oravan huomioon ottaminen metsätaloudessa edellyttää tietoa liito-oravareviireistä sekä lajille tyypillisistä elinympäristöistä.

(METE-kartoituksen yhteydessä) on aloitettu liito-oravien esiintymispaikkojen tallentaminen metsäkeskusten käytössä olevaan paikkatietojärjestelmään niistä tiedoista, joita metsäkeskuksilla on liito-oravien esiintymispaikoista. Vain pieni osa liito-oravien reviireistä on kartoitettu ja tältä osin tietoja kerätään ja tuloksia saadaan jatkuvasti lisää.

Lisääntymis- ja levähdyspaikkatiedot merkitään paikkatietojärjestelmään riippumatta siitä, kuinka selvästi ne ovat luonnossa havaittavia tai ovatko ne yleisesti tiedossa.

## **2 Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikan raja**

(Konikallion) raja

us perustuu Maailman Luonnon Säätiö WWF Suomen Rahaston Raportissa nro 8 ”Liito-orava Suomessa” esitettyihin suosituksiin siitä, että harvennushakkuissa olisi jätettävä pesäpuiden (tässä tapauksessa kyseessä oli ruokailupuu) ympärille 10-30 metrin säteellä käsittelemätön vyöhyke. Mainitut ohjeet eivät ole LsL:n 49 §:n lisääntymis- ja levähdyspaikan käsitteen tulkinta, vaan ohjeiden mukaisesti tehty raja

us on selvästi laajempi alue kuin mainitussa lainkohdassa tarkoitettu lisääntymis- tai levähdyspaikka.

Ympäristöministeriö toteaa, että direktiivissä ei tarkemmin määritellä lisääntymis- ja levähdyspaikkaa. Suomessa määrittelyssä on turvauduttu luonnontieteelliseen asiantuntemukseen. Direktiivissä on selkeästi käytetty tässä yhteydessä sanaa ”paikka” eikä sanaa ”alue”. Lisääntymis- tai levähdyspaikka on elinpiiriä suppeampi ja tarkoittaa ainakin pesäpuuta ja sen välitöntä lähiympäristöä. Yksittäinen pesäpuu tarvitsee sellaisen suojan, että se ei menetä merkitystään liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkana hankkeen toteuttamisen jälkeenkään. Tällainen selvitys edellyttää asiantuntijatietoa ja maastokatselmusta.

## **3 Pönttö liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkana**

Ympäristöministeriö myöntää, että pöntöillä voidaan tarjota liito-oraville pesimäpaikkoja alueilla, joissa niitä ei luontaisesti ole. Pöntötys on yksi liito-oravan elinympäristön suojelua tukevista keinoista. Ympäristöministeriö toteaa kuitenkin, että LsL:n 49 §:n kiellon tarkoituksena on suojella liito-oravan luontaista elinpiiriä lisääntymis- ja levähdyspaikkoja suojelemalla. Liito-orava käyttää asuntonaan muiden tekemiä koloja eikä sen suojelutilannetta heikennä kolojen puute, vaan sopivien habitaattien väheneminen. Elinympäristöjen vähenemiseen pöntötyksellä ei voida vaikuttaa.

Rauhoitettuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden asuttujen pesien rauhoituksesta säädetään LsL:n 39 §:ssä. Säädös ulottuu myös liito-oravien asuntona käyttämiin pönttöihin, mutta tällöin on oltava asiantuntijatieto siitä, että liito-orava käyttää pönttöä pesänään. Ympäristöministeriö katsoo, että säännöksen on tarkoitettu toimivan siten, että tilanteissa, joissa on epäselvää, onko kyse liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikasta tai voidaanko liito-oravan elinympäristön suojelua edistää asettamalla pönttöjä, asia selvitetään tarvittaessa asiantuntijoiden avulla ennen toimenpiteitä tai ennen pönttöjen asettamista.

Liito-oravan suojelun kannalta ei ole edullista toimia siten, että annetaan aiheita epäilyksille, joiden mukaan pönttöjä asetetaan toisen maalle ilman maanomistajan lupaa tai että asettamista käytetään keinona estää hankkeiden tai suunnitelmien toteuttaminen. Tällainen toiminta päinvastoin kääntäisi yleistä mielipidettä liito-oravan suojelua vastaan, millä olisi hyvin vakavat seuraukset sekä lajin suojelutavoitteiden että LsL:lla voimaan saatetun hävittämis- ja heikentämiskiellon noudattamisen valvonnalle.

## **4 Yhteenveto**

Ympäristöministeriö katsoo, että kiellot, valvonta ja pakkotoimet ovat liito-oravan suojelussa viimeinen käytettävä toimenpide. Tehokkainta on vaikuttaa ennalta lajin elinehtojen säilymiseen tutkimuksella ja myönteisellä valistuksella.

## Liito-orava harvalukuinen Ylä-Savossa

Olen seurannut helmipöllöjen pesintää Ylä-Savossa (Iisalmi, Sonkajärvi, Rautavaara, Vieremä) kolmisenkymmentä vuotta. Tänä aikana kuusimetsissä on ollut pöllöjen käytössä yhteensä 68 eri pönttöä. Pöntöistä 18 (26.5 %) hävitettiin hakkuissa. Se kuvastaa vanhojen kuusikoiden katoamista. Järeän kuusitukin hinta on hyvä, ja tuleva metsäverouudistus kannustaa hakkuisiin.

Pari esimerkkiä. Seutukaavassa aikanaan eläimistön suojelualueeksi merkitty Uneusmäen kuusikkovaara Iisalmessa tuhottiin hakkuissa lopullisesti keväällä 1999. Ketään ei kuulemma voi syyttää, "koska seutukaava on vain suositus".

Sonkajärven Luusassa hävitettiin liito-orava alue keväällä 1998, vaikka huomattuani hakkuun merkitsin selvästi pönttöpuun. Konemies ei siis piitannut, puut katosivat pönttöineen.

Sonkajärven Saarimäellä oli säästynyt komea kuusikko, jonka omisti eläkeläinen Etelä-Savossa. Omistaja totesi, että hänen puolestaan alue saa olla, hän ei tarvitse rahaa. Metsänhoitoyhdistyksen painostuksesta ("puut kuolevat..") alue silti hakattiin 1999. Myrsky huolehti muutamista muodon vuoksi pystyyn jätetyistä puista. Vastavia esimerkkejä olisi runsaasti. Toisin sanoen Pteromys-alueet hupenevat nopsaan.

Liito-oravilla näyttää täällä olevan tapana talvisin istuskella pöllönpönttöjen katolla, jonne sekä puun alle jää käyntikorttina pipanoita. Lisäksi joskus pönttöihin varastoidaan leppänorkkoja. Vuosien varrella olen merkinnyt nämä seikat muistiin. Tulos: vain 43 pipanalöytöä per 1012 "pönttötalvea" (= 4.2 %). Kaikista 68 pöntöstä 21:n (30.9 %) katolla on ainakin kerran käyty. Tämä antaa kuitenkin väärän kuvan populaatiosta, sillä mahdollisuuksia näiden parhaiden pönttöjenkin kohdalla olisi ollut paljon useammin: vai 21 positiivista löytöä 352 "pönttövuodesta" (= 6.0 %). On tapauksia, joissa katolla käytiin vain kerran 21 vuodessa maximin ollessa kuudesti samassa ajassa. Voidaan tietysti kysyä, antavatko tällaiset laskelmat tilanteesta oikean kuvan. Ehkä kaikkia yksilöitä ei huvita istua pöntön katolla? Itse en ymmärrä, miksi ne eivät voisi talvella niin tehdä.

Huhtikuun puolivälissä 1998 julkaisin Ylä-Savon valtalehdessä, Iisalmen Sanomissa liiturijutun yhteydessä vetoimuksen Pteromys-havaintojen ilmoittamiseksi. Tuli vain seitsemän vastausta, joista kaksi jo ennestään tunnetuista esiintymistä.

Käsitykseni on, että Ylä-Savon liito-oravakanta on heikko ja yhä harvenee rajuissa hakkuissa.

29.10.1999 Uolevi Skarén

## Eriävät mielipiteet liito-oravatyöryhmän loppuraporttiin

Antero Mäkelä

Liito-oravatyöryhmä toteaa tässä loppuraportissa viime vuosikymmeninä tapahtuneen Suomen liito-oravakannan selkeän taantumisen johtuvan metsien hakkuista. Liito-oravanaaraiden väheneminen onkin lähes suorassa suhteessa lajille sopivien metsien häviämiseen. Lajin elinympäristövaatimuksia (7) ja yksilöiden reaktioista metsänhakkuihin (8) käsittelevistä raportin kappaleista saa kuitenkin valitettavasti sen käsityksen, kuin laji sopeutuisi lähes millaisiin ihmisen aiheuttamiin elinympäristön muutoksiin (esim. hakkuut) tahansa. Tekstissä ei juurikaan pohdita toissijaisiin elinympäristöihin joutuvien yksilöiden kohtaloita. Esimerkiksi predaatiota ei ole esityksestäni huolimatta otettu loppuraportissa lainkaan huomioon.

Suomen luonnonsuojelulain (49 S) mukaan liito-oravan "selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty". Loppuraportissa esitetyt liito-oravan asuttaman metsän käsittelyohjeet (9) ovat mielestäni liian tulkinnanvaraisia ja sallivat soveltajasta ja tilanteesta riippuen lähes millaisen metsänkäsittelyn tahansa ja voivat siten johtaa suoranaiseen liito-oravan lisääntymispaikan (= naaraan elinpiiriin) hävittämiseen tai ainakin heikentämiseen. Työryhmän ns. asiantuntijajäsenenä olenkin kovasti huolestunut siitä, että raportissa esitettyjen varsin tulkinnanvaraisten metsänkäsittelyohjeiden tunnollisuuden noudattaminen ei välttämättä varmista sopivien liito-oravametsien säilymistä käytännössä ja Suomen liito-oravakannan taantuminen siksi edelleen jatkuu.

Raportin kannanseurantamenetelmää esittelevässä kappaleessa (11) väitetään kritiikittömästi, että esitetyllä yhdeksän hehtaarin otantaruudulla havaittujen ulostepapanoiden perusteella saadaan suoraan selville liito-oravanaaraiden yksilömäärä. Väite ei perustu kuitenkaan mihinkään käytännön kokeeseen. Sen sijaan ko. otantaruutukokoa hyvin tutkitulla seuranta-alueella kokeillessa havaitsin, että näin saatiin jopa nelinkertainen luku tunnettuun todelliseen naaraiden määrään verrattuna. Pitkään maastokokemukseen perustuen epäilenkin lisäksi, että seurannan käytännön maastotyön toteuttaminen ja toistaminen koko liito-oravan levinneisyysalueella raportissa esitettyä otantaruutua ja -prosenttia käyttäen on liian työläs (=kallis) ja siksi viiden vuoden välein toistettava kannanseuranta jääkin mitä ilmeisimmin tällä menetelmällä Suomessa toteuttamatta. Liito-oravan tarkkaa kannanarviota (=yksilömäärää) ei käsittääkseni nykytietämyksen perusteella voi luotettavasti selvittää otantaruuduilta löydettyjen ulosteiden perusteella ja siksi kannattaakin tyytyä mieluummin suurempia otantaruutuja/-alueita käyttäen vain papanalöytöjen perusteella tehtyjen plus/miinus-esiintymähavaintojen ja lajille sopivan metsän pinta-alan muutosten seurantaan. Lisäksi kannattaa tietenkin jatkaa kaikkia raportissa mainittuja jo aikaisemmin aloitettuja kannanseurantoja.

# Kuvailulehti

Julkaisija	Ympäristöministeriö Alueidenkäytön osasto	Julkaisuaika Helmikuu 2001
Tekijä(t)	Ilpo K. Hanski, Heikki Henttonen, Ulla-Maija Liukko, Markku Meriluoto ja Antero Mäkelä	
Julkaisun nimi	Liito-oravan ( <i>Pteromys volans</i> ) biologia ja suojelu Suomessa	
Tiivistelmä	<p>Raportissa esitetään viimeisimpään tutkimustietoon perustuen liito-oravan, <i>Pteromys volans</i>, biologia, käyttäytyminen ja elinympäristövaatimukset sekä viimeaikainen kannankehitys Suomessa. Tulosten perusteella esitetään metsänkäyttelysuosituksia liito-oravan asuttamille alueille sekä menetelmä liito-oravakannan seurannan järjestämiseksi.</p> <p>Liito-orava on kuusivaltaisten havumetsien laji. Elinpiiriltään se vaatii kuusimetsää jossa kasvaa sekapuustona lehtipuita (haapa, leppä, koivu) ravintopuiksi ja kolopuita pesäpaikkoiksi. Liito-oravat liikkuvat laajalla alueella, urokset keskimäärin 60 ha ja naaraat 8 ha elinpiireillä. Nuorten liito-oravien dispersaalimatkat olivat uroksilla 0,5–6,5 km ja naarailla 0,7–8,7 km. Liito-oravan käyttäytymistietojen perusteella sen elinympäristön käyttöä ja elinympäristövaatimuksia ja niiden säilyttämistä tulee tarkastella kahdessa mittakaavassa: elinpiirin tasolla (metsikkötaso) ja metsämaiseman tasolla. Tarkastelussa on otettava huomioon sopivien metsiköiden pinta-ala ja sopivia metsiä yhdistävien metsäkuvioiden rakenne, jotta varmistetaan liito-oravien mahdollisuudet liikkua metsäalueella.</p> <p>Liito-oravaesiintymät ovat vähentyneet lähes kaikilla tutkituilla alueilla 20–38% viimeisen 5-17 vuoden aikana. Tärkein syy esiintymien häviämisiin on ollut metsän hakkuu.</p>	
Asiasanat	liito-orava, <i>Pteromys volans</i> , elinpiiri, dispersaali, habitaattivaatimukset, metsämaisema, metsätalous	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 459	
Julkaisun tema	Luonto ja luonnonvarat	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/toimeksiantaja	Ympäristöministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN	ISBN
	1238-7312	952-11-0862-2
	Sivuja	Kieli
	130	suomi
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta
Julkaisun myynti/jakaja	Oy Edita Ab, puh. (09) 5660 266, telefax (09) 5660 380	
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö	
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab, Helsinki 2001	
Muut tiedot	Yhteyshenkilö ympäristöministeriössä Pertti Rassi, puh. (09) 1991 9337	

# Presentationensblad

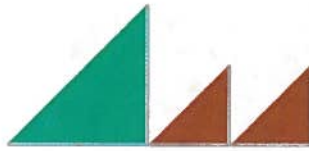
Utgivare	Miljöministeriet Markanvändningsavdelningen	Datum Februari 2001
Författare	Ilpo K. Hanski, Heikki Henttonen, Ulla-Maija Liukko, Markku Meriluoto och Antero Mäkelä	
Publikationens titel	Liito-oravan ( <i>Pteromys volans</i> ) biologia ja suojelu Suomessa Flygekorrens ( <i>Pteromys volans</i> ) biologi och skydd i Finland	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	<p>I rapporten presenteras de nyaste forskarrönen angående flygekorrens, <i>Pteromys volans</i>, biologi, beteende, habitatkrav och populationsutveckling i Finland. På basen av dessa resultat ges rekommendationer för hur skogsbruk skall bedrivas på områden bebodda av flygekorrar. Även en metod för uppföljning av flygekorrstammen presenteras.</p> <p>Flygekorren är en invånare av boreal barrskog. Dess revir måste uppfylla kraven för en grandominerad skog med inslag av lövträd (asp, al, björk). Lövträd används som födoresurs och erbjuder också bohålor för förökning och vila. Flygekorrar rör sig över vida områden. Dess hemområde är i medeltal 60 ha för hanar och 8 ha för honor. Unga flygekorrrhanar disperserade 0,5 – 6,5 km från födsloboplatsen, medan honorna disperserade 0,7 – 8,7 km. På basen av uppgifter om flygekorrens beteende framgår att habitatkraven och nyttjande av dessa måste examineras på två skalor för att de skall bevaras: på skalan av ett bestämt hemområde (skogsområde-skala), samt på skalan av hela skogslandskapet. För att upprätthålla minimihabitatskraven, är det av vikt att beakta arealen av lämpliga skogsområden, samtidigt som också strukturen av skogsfiguren skall beaktas för att betrygga att flygekorrrarna kan röra sig mellan olika skogsområden.</p> <p>Förekomsten av flygekorren har minskat med 20-38% på nästan alla undersökta områden under de senaste 5-17 åren. Den viktigaste orsaken till att förekomsten har minskat är intensivt skogsbruk.</p>	
Nyckelord	flygekorre, <i>Pteromys volans</i> , hemområde, dispersal, habitatkrav, skogslandskap, skogsbruk	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 459	
Publikationens tema	Natur och naturtillgångar	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppgångsgivare	Miljöministeriet	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN	ISBN
	1238-7312	952-11-0862-2
	Sidantal	Språk
	130	finska
	Offentlighet	Pris
	offentlig	
Beställningar/ distribution	Oy Edita Ab, telefon (09) 5660 266, telefax (09) 5660 380	
Förläggare	Miljöministeriet	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 2001	
Övriga uppgifter	Kontaktperson vid miljöministeriet Pertti Rassi, telefon (09) 1991 9337	

# Documentation page

Publisher	Ministry of the Environment Land Use Department	Date	February 2001
Author(s)	Ilpo K. Hanski, Heikki Henttonen, Ulla-Maija Liukko, Markku Meriluoto and Antero Mäkelä		
Title of publication	Liito-oravan ( <i>Pteromys volans</i> ) biologia ja suojelu Suomessa (Biology and conservation of the Siberian flying squirrel ( <i>Pteromys volans</i> ) in Finland)		
Parts of publication/ other project publications			
Abstract	<p>Data on the biology, behaviour, habitat requirements and recent population changes of the flying squirrel, <i>Pteromys volans</i>, in Finland are presented. Based on these results, we present recommendations for forest-management practices and propose a method for monitoring population numbers of the flying squirrel.</p> <p>The flying squirrel is an inhabitant of boreal coniferous forests. It requires spruce-dominated forest with a mixture of deciduous trees (aspen, alder, birch) for a food resource and cavities for nesting and roosting. Adult flying squirrels move within a large area. The home ranges are on average 60 ha for males and 8 ha for females. Natal dispersal distances for juvenile males are 0,5–6.5 km and for juvenile females 0,7–8,7 km. Based on the results of the spacing behaviour of both adult and juvenile flying squirrels, the habitat requirements of the species have to be examined at two scales: first, at the scale of the home range (forest patch scale), and second, at the scale of the forest landscape. To maintain the minimum habitat requirements, one has to consider the area of suitable forest and structure of connecting landscape elements to ensure the movements of flying squirrels in a forest landscape.</p> <p>The numbers of occupied sites of the flying squirrel have declined 20–38% during the last 5-17 years. The most important factor causing decline has been forest management.</p>		
Keywords	flying squirrel, <i>Pteromys volans</i> , home range, natal dispersal, habitat requirements, forest landscape, forest management		
Publication series and number	The Finnish Environment 459		
Theme of publication	Nature och Natural resources		
Project name and number, if any			
Financier/commissioner	Ministry of the Environment		
Project organization			
	ISSN	ISBN	
	1238-7312	952-11-0862-2	
	No. of pages	Language	
	130	Finnish	
	Restrictions for public use	Price	
For sale at/ distributor	Edita Ltd, telephone (09) 5660 266, telefax (09) 5660 380		
Financier of publication	Ministry of the Environment		
Printing place and year	Edita Ltd, Helsinki 2001		
Other information	Contact at the Ministry of the Environment Pertti Rassi, telephone (09) 1991 9337		







## LUONTO JA LUONNONVARAT

### Liito-oravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa

Ympäristöministeriön kutsuman, liito-oravan asiantuntijoista koostuvan työryhmän raporttiin on koottu tuoreimmat tiedot Suomen liito-oravakannan koosta ja kehityksestä sekä liito-oravan elinympäristövaatimuksista, biologiasta ja käyttäytymisestä. Raportissa tarkastellaan myös liito-oravan suhtautumista metsänhakkuihin. Raportissa on ehdotus liito-oravien seurantajärjestelmän kehittämisestä.

Työryhmän tehtävänä oli niinikään laatia yleiset ohjeet liito-oravametsän rakennepiirteiden säilyttämisestä eri metsänkäsittelytoimien yhteydessä. Työryhmä on myös tehnyt metsätaloutta koskevia toimenpide-ehdotuksia.

Oy EDITA Ab  
PL 800, 00043 EDITA, vaihde (09) 566 01  
ASIAKASPALVELU  
puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380  
EDITA-KIRJAKAUPPA HELSINGISSÄ  
Annankatu 44, puh. (09) 566 0566



9 789521 108624